Suivi environnemental au dépôt D des déblais de dragage du chenal de la Grande Entrée, Îles-de-la-Madeleine, Québec (1997)

Évaluation chimique et biologique

Rapport final

Environnement Canada
Environment Canada

101-05642/

Suivi environnemental au dépôt D des déblais de dragage du chenal de la Grande Entrée, Îles-de-la-Madeleine, Québec (1997)

Évaluation chimique et biologique

Rapport final

ENVIRONNEMENT CANADA – RÉGION DU QUÉBEC
DIRECTION DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT
MONTRÉAL, QUÉBEC

Produit en collaboration par : **Donald St-Laurent*, Raymond Chabot*, Marc Provencher*, Mélanie Douville† et Chantale Côté†**

* **Environnement Canada – Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, Montréal, Québec**

† **BEAK International inc., Dorval, Québec**

DÉCEMBRE 2000

Cette publication devrait être citée comme suit:

St-Laurent, D., R. Chabot, M. Provencher, M. Douville et C. Côté. 1999. *Suivi environnemental au dépôt D des déblais de dragage du chenal de la Grande Entrée, Îles-de-la-Madeleine, Québec (1997) – Évaluation chimique et biologique*. Rapport produit en collaboration par Environnement Canada et BEAK International inc. pour Environnement Canada, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, 71 p. et annexes.

N° de catalogue: En37-127/2000F

ISBN: 0-662-85397-0

Résumé

Un suivi environnemental a été effectué au lieu d'immersion dépôt D en vertu du Programme d'immersion en mer dans le but de s'assurer que les activités d'immersion de matières draguées n'entraînaient pas d'effets dommageables pour l'environnement.

Ce lieu d'immersion fut créé entre 1980 et 1982 lors du dragage initial du chenal de la Grande Entrée aux Îles-de-la-Madeleine afin d'y recevoir les sédiments dragués. Le dépôt D, qui est situé à environ 6 km au large du port de Grande-Entrée, fut désigné à deux reprises par la suite pour recevoir également les sédiments dragués durant les étés de 1992 et 1997.

Il y a trois principaux facteurs qui ont motivé le suivi environnemental du dépôt D : un grand volume de sédiments y a été immergé (i.e. 1 400 000 m^3 à ce jour) ; une fraction des sédiments immergée à ce lieu est composée de sédiments fins légèrement contaminés en cadmium, arsenic et nickel (N.B. ces derniers ont été recouverts par des sédiments propres plus grossiers afin d'être confinés) ; et le lieu d'immersion est situé à proximité d'une zone sensible à savoir un habitat à homard.

Le suivi environnemental du dépôt D comportait une évaluation physique, physico-chimique et biologique. Une évaluation sommaire des données physiques récoltées préalablement (1979, 1989, 1990, 1991 et 1997) a permis de définir les caractéristiques de l'aire de dépôt, de délimiter le lieu d'immersion et d'étudier l'accumulation des déblais. Le suivi physico-chimique consistait à mesurer dans les sédiments un ensemble de variables physiques et chimiques. Quant à l'évaluation biologique, elle reposait à la fois sur des tests de toxicité réalisés en laboratoire (essais de fécondation chez l'oursin de mer *Lytechinus pictus*, survie de l'amphipode *Rhepoxinius abronius* et Microtox^{MC} sur les phases solide et liquide), la mesure de l'activité exoenzymatique bactérienne *in situ* et une analyse de la communauté d'invertébrés benthiques. L'interprétation des résultats de chimie et de toxicologie s'est fait principalement en fonction des critères utilisés pour l'évaluation des demandes de permis. L'interprétation reposait également sur une comparaison avec des références spatiales et temporelles. En outre, l'étude de suivi devait permettre :

(1) de déterminer si la charge de contaminants dans les sédiments et la toxicité des sédiments au lieu d'immersion respectaient les critères et les normes développées pour l'immersion de sédiments en mer ;

(2) de vérifier s'il existe des différences significatives entre les différentes zones étudiées (i.e. monticule 1980-1982, monticule 1992 et monticule 1997 et zones de référence) quant à la physico-chimie et la toxicité des sédiments, l'activité exoenzymatique mesurée in situ et la structure des communautés benthiques ;

(3) d'identifier, le cas échéant, les variables qui pourraient expliquer :

- *la toxicité exprimée par les bioessais ;*
- *les variations de l'activité exoenzymatique ;*
- *les variations de la structure de la communauté benthique.*

Différentes analyses statistiques (analyses de variance, analyses factorielles et analyses des correspondances) ont été effectuées avec les données afin d'établir les relations entre les différentes composantes du suivi environnemental. L'utilisation de l'approche en triade a également permis d'élucider les liens entre la physico-chimie des sédiments, la toxicité et la structure de la communauté benthique.

La présente étude a permis de démontrer que les activités d'immersion de sédiments au site dépôt D semblent avoir eu peu d'effets négatifs sur le milieu récepteur. En effet, bien que le monticule A du lieu d'immersion ait présenté des concentrations de chrome, cobalt, nickel, plomb, vanadium et zinc significativement supérieures à celles des stations de référence et des autres stations d'étude, aucun contaminant préoccupant n'a été mesuré en concentration supérieure aux normes et critères en vigueur, et aucun essai de toxicité, mis à part celui sur l'oursin de mer, n'a démontré une toxicité pour les organismes aquatiques utilisés. La structure de la communauté benthique était sensiblement la même dans les zones de dépôt que dans les zones de référence. Les seules différences observées à ce niveau ont été attribuées à la nature du substrat et possiblement à la profondeur des stations.

L'essai de fertilisation chez l'oursin et la mesure de l'activité exoenzymatique *in situ* ont démontré une forte sensibilité à des substances d'origine dite naturelle et jugées de moindre importance dans le cadre de ce type d'étude (i.e. azote ammoniacal, sulfures, carbone organique

total et sable très fin contenus dans les sédiments), lesquelles substances sont en concentrations significativement plus élevées dans les zones de référence qu'au lieu d'immersion. Les critères d'interprétation pourraient être raffinés de manière à considérer ces facteurs.

L'analyse des résultats de l'activité exoenzymatique laisse supposer une influence de la présence des déblais de dragage sur cette mesure dans les zones de dépôt, car elle y était significativement plus faible que dans les zones de référence. Cependant, cette différence entre les zones n'a pas été imputée à la présence de contaminants dans les sédiments (tels que les métaux lourds), mais à la présence de quantités plus importantes de matière organique dans les zones de référence.

De légères modifications de la communauté d'invertébrés benthiques ont été observées dans les sédiments du dépôt D comparativement à ceux de la zone de référence. Elles ne semblent toutefois pas résulter d'une contamination des sédiments, mais plutôt d'un changement de type physique de l'habitat possiblement associé au recouvrement du substrat d'origine par les matières immergées. Par ailleurs, cet effet apparaît de très faible ampleur étant donné que la structure de la communauté benthique observée aux sites de dépôt ne différait de celle des zones de référence que par une plus faible densité à la zone C.

Les résultats obtenus quant à la contamination des sédiments, à la toxicité des sédiments et aux communautés d'invertébrés benthiques suggèrent que le site dépôt D n'est pas contaminé et que l'immersion a entraîné peu d'impacts négatifs sur la communauté d'invertébrés benthiques. Il apparaît donc selon ces éléments que ce site peut continuer à recevoir des déblais de dragage sans menacer le milieu environnant. Toutefois, ce constat ne tient pas compte de la stabilité physique du dépôt lui-même.

Abstract

As part of Environment Canada's Ocean Disposal Program, an environmental monitoring study was conducted at disposal site D, in the Magdalen Islands, Quebec, to ascertain that the disposal of dredged material has had no negative impacts on the environment there. This ocean disposal site was created between 1980 and 1982, after the Grande Entrée Channel was first dredged. Thereafter, disposal site D, which is located approximately 6 km off shore of the Grande Entrée Harbour, twice more received dredged material, in summer 1992 and 1997.

Three main factors motivated the environmental monitoring of disposal site D: a large volume (1 400 000 m^3 to date) of sediment has been dumped here; a fraction of this dredged material is composed of fine sediments slightly contaminated with cadmium, arsenic and nickel (note that these sediments were capped with clean, coarser sediment to contain them); and the disposal site is located near an environmentally-sensitive area (i.e. a lobster habitat).

The environmental monitoring of disposal site D took the form of physical, physico-chemical, and biological assessments of the area. Physical data collected in 1979, 1989, 1990–91 and 1997 were briefly evaluated to define the characteristics of the disposal site, delimit its area and study the accumulation of dredged material. The physico-chemical monitoring consisted of measuring a series of physical and chemical variables in the sediment. Toxicity tests conducted in the laboratory (i.e. sea urchin *Lytechinus pictus* fertilization, amphipod *Rhepoxinius abronius* survival, solid- and liquid-phase Microtox™), *in situ* exoenzymatic activity assays and an analysis of the benthic invertebrate community, served for the biological assessment. Moreover, the objectives of the study were as follows:

1) to determine if sediment contaminant load and toxicity inherent to the sediments of the disposal site respected the interim criteria and the standards developed for ocean disposal of sediment;

2) to verify if significant differences exist between the different areas under study (i.e. mound 1980–82, mound 1992, mound 1997, and reference area) relative to sediment chemistry, toxicity, exoenzymatic activity measured in situ *and benthic community structure;*

3) to identify the variables, among those measured at disposal site D, that might explain:

- *the toxicity indicated by the bioassays;*

- *the variations in exoenzymatic activity;*
- *the variations in benthic community structure.*

These data were subject to a number of statistical analyses (analyses of variance, factorial analyses and correspondence analyses) to establish the relationship between the different components of the environmental monitoring. The use of the Triad Approach also made it possible to clarify the links between the physico-chemical aspects of sediment, sediment toxicity and benthic community structure.

Our study found that the sediment disposal activities at disposal site D appear to have had few negative impacts on the receiving environment. In fact, although mound A (1980-1982) at the disposal site had concentrations of chromium, cobalt, nickel, lead, vanadium and zinc significantly higher than at any other station, no contaminants of concern were found at levels exceeding the standards and criteria in force, and no toxicity tests, except for the one on sea urchins, showed toxicity in aquatic organisms. The structure of the benthic community was essentially the same at both the disposal and reference sites, the only observed differences being attributed to substrate type, and possibly to station depth.

The sea urchin fertilization test and *in situ* exoenzymatic activity were found to be highly sensitive to natural substances considered to be less important to this type of study (i.e. ammonia nitrogen, sulphides, total organic carbon and very fine sand contained in the sediment), these substances being in significantly higher concentrations in the reference area. The interpretive criteria could be refined to take these factors into account.

The results suggest that the presence of dredged material at the disposal site has an influence on exoenzymatic activity since it is significantly lower in the disposal area than in the reference area. However, this difference was not attributed to the presence of contaminants (such as heavy metals), but to the presence of more important levels of organic matter in the reference stations.

Slight modifications of the benthic community have been observed in the disposal site sediments, in comparison to those of the reference area. These modifications don't seem to result from sediment contamination, however, but rather to a physical change of habitat, likely linked to

the covering of the original substrate by the dredged material. Moreover, the extent of this effect appears to be low since the benthic community structure at the disposal site does not differ from that of the reference area, except for a lower density at mound C (1997).

The results relative to sediment contamination, sediment toxicity and benthic invertebrate communities suggest that disposal site D is not contaminated and that the disposal activities had few negative impacts on benthic invertebrate communities. It would therefore appear that this site can continue to be used for the disposal of dredged material without threatening the receiving environment. This finding, however, takes no account of the physical stability of the disposal site.

Collaborateurs

Cette étude a été réalisée dans le cadre des activités de suivi environnemental des lieux d'immersion du Programme d'immersion en mer sous la direction de Donald St-Laurent et sous la supervision de Marc Provencher, Section de la protection du milieu aquatique, Direction de la protection de l'environnement (DPE), Environnement Canada, Région du Québec.

L'analyse et l'interprétation des résultats ont été confiées à la firme BEAK International incorporée. Ont participé à l'élaboration de ce document Mélanie Douville, Hélène Marquis, Alan Burt sous la direction de Chantale Côté (BEAK), de même que Donald St-Laurent, Raymond Chabot et Isabelle Matteau (Environnement Canada).

L'analyse de la communauté d'invertébrés benthiques fut réalisée par Laboratoires SAB inc., Montréal (Québec), par l'entremise de Bernadette Jacquaz.

MM. St-Laurent, Chabot et Provencher tiennent à remercier Ken Lee et Christian Bélanger pour la mesure *in situ* de l'activité exoenzymatique bactérienne ainsi que Louise Gendron pour l'utilisation des cartes de sondage acoustique et des données de granulométrie, tous de l'Institut Maurice-Lamontagne, Pêches et Océans Canada (Mont-Joli, Québec).

Leur gratitude s'adresse également aux collègues suivants d'Environnement Canada pour leur implication dans la caractérisation physico-chimique et toxicologique des sédiments : Raymond Vezeau, François Dumouchel, Patrice Turcotte et Manon Harwood, Centre Saint-Laurent, Direction de la conservation de l'environnement, Montréal, Québec; Robert Daigle, Danick Venne et Patrice Hamel, DPE, région du Québec; Ken Doe et Paula Jackman, Centre des sciences environnementales, Moncton, Nouveau-Brunswick. Ils remercient également Guy Genois de la Société Canadienne de Sel Limitée pour avoir mis à leur disposition les données des sondages bathymétriques réalisés au lieu d'immersion.

Enfin, Environnement Canada souhaite remercier toutes les autres personnes qui ont contribué de près ou de loin au projet et dont les noms n'apparaissent pas ici. Le financement de ce projet a été assuré par les bureaux national et régional du Programme d'immersion en mer d'Environnement Canada.

Table des matières

Résumé ii

Abstract v

Collaborateurs viii

Liste des tableaux xii

Liste des figures xiii

Liste des annexes xiv

1. Introduction 1

2. Matériel et méthodes 8

2.1. Description du site à l'étude et du plan d'échantillonnage 8

2.2. Caractérisation physico-chimique, toxicologique et exoenzymatique des sédiments 11

2.3. Communauté d'invertébrés benthiques 14

2.4. Analyse statistique 16

2.4.1. Méthodologie *16*

2.4.2. Approche en triade *20*

2.5. Contrôle de qualité 24

2.5.1. Physico-chimie et toxicologie des sédiments *24*

2.5.2. Benthos *25*

3. Résultats 26

3.1. Données de terrain 26

3.2. Qualité des sédiments 26

3.2.1. Physico-chimie des sédiments *26*

3.2.2. Bioessais de toxicité *29*

3.3. Comparaison des paramètres physico-chimiques entre les zones 29

3.4. Comparaison des résultats des bioessais entre les zones et facteurs pouvant expliquer la toxicité. 34

3.5. Activité exoenzymatique *in situ* 35

3.6. Communauté d'invertébrés benthiques 37

3.6.1. Description des résultats *37*

3.6.2. Influence des paramètres de support *42*

3.6.3. Analyses des correspondances *43*

3.7. Approche en triade 46

3.7.1. Relation entre la chimie et la structure de la communauté benthique *46*

3.7.2. Relation entre les paramètres physico-chimiques et toxicologiques des sédiments *49*

3.7.3. Relation entre l'axe 1 de l'AC benthos et les paramètres toxicologiques *52*
3.7.4. Conclusion de l'approche en triade *54*

4. Discussion **56**

4.1. Résultats de terrain et analyses physico-chimiques 56

4.2. Bioessais de toxicité 57
4.2.1. Facteurs affectant la toxicité *57*
4.2.2. Sensibilité relative et pertinence des essais *60*

4.3. Communauté d'invertébrés benthiques 61

4.4. Approche en triade 62

4.5. Impacts environnementaux de l'immersion sur la qualité du milieu marin au lieu d'immersion dépôt D 63

5. Conclusion et recommandations **65**

6. Références **67**

ANNEXES **71**

Liste des tableaux

Tableau 1 Volumes de déblais de dragage immergés au site du dépôt D entre 1980 et 1997 3

Tableau 2 Normes et critères de qualité des sédiments et critères de succès-échec pour les bioessais de toxicité définis par la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* et par Environnement Canada 4

Tableau 3 Niveaux taxinomiques d'identification des organismes benthiques 15

Tableau 4 Relevé des analyses de variances et de contrastes réalisées avec les données du dépôt D 19

Tableau 5 Variables utilisées dans les analyses multivariées réalisées dans le cadre l'étude de suivi du site du dépôt D 21

Tableau 6 Valeurs moyennes des teneurs en métaux dans les sédiments 27

Tableau 7 Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques des sédiments 28

Tableau 8 Résultats des bioessais Microtox^{MC} en phase solide et liquide, de fertilisation chez l'oursin et de survie de l'amphipode 32

Tableau 9 Corrélations de Pearson entre les paramètres physico-chimiques des sédiments et les résultats de l'essai sur l'oursin de mer 35

Tableau 10 Valeurs moyennes des variables descriptives des organismes benthiques récoltés dans les six zones d'échantillonnage 41

Tableau 11 Distribution relative des invertébrés benthiques dans les zones d'étude et de référence selon leur mode d'alimentation 42

Liste des figures

Figure 1 Localisation du dépôt D et du chenal de la Grande Entrée, Îles-de-la-Madeleine, Québec 7

Figure 2 Représentation tridimensionnelle du lieu d'immersion dépôt D 9

Figure 3 Position des stations d'échantillonnage des zones du lieu d'immersion (A, B, C) et des zones de référence (D, E, F) 10

Figure 4 Résumé des analyses statistiques effectués avec les données 23

Figure 5 Pointages obtenus lors de l'analyse en composantes principales (ACP) réalisée avec les caractéristiques physico-chimiques des sédiments 33

Figure 6 Activité exoenzymatique *in situ* des sédiments du dépôt D et des zones de référence. 36

Figure 7 Abondance relative des grands groupes d'invertébrés benthiques dans les six zones d'échantillonnage 37

Figure 8 Graphique de type "Box et Whisker" pour la densité, la richesse taxinomique, la diversité et la régularité des invertébrés benthiques 39

Figure 9 Distribution des échantillons sur les deux premiers axes de l'AC réalisée avec l'abondance des organismes benthiques 45

Figure 10 Pointages de l'analyse des correspondances (AC) réalisée avec les caractéristiques de la communauté benthique et les pointages obtenus lors de l'analyse en composantes principales (ACP) réalisée avec les caractéristiques physico-chimiques des sédiments 48

Figure 11 Relation entre l'ACP Chimie et la fertilisation chez l'oursin et l'activité exoenzymatique *in situ* 50

Figure 12 Relation entre la fertilisation chez l'oursin et l'activité exoenzymatique *in situ* 51

Figure 13 Relations entre l'axe 1 de l'AC Benthos et la fertilisation chez l'oursin et l'activité exoenzymatique *in situ* 53

Figure 14 Approche en triade pour évaluer le qualité des sédiments 55

Liste des annexes

Annexe A Résultats des caractérisations physico-chimiques antérieures réalisées sur les sédiments du chenal de la Grande Entrée et du dépôt D

Annexe B Protocoles utilisés pour les analyses physico-chimiques, les bioessais de toxicité et la mesure de l'activité exoenzymatique

Annexe C Coordonnées des stations d'échantillonnage et données de terrain

Annexe D Résultats des analyses physico-chimiques incluant les données du contrôle de la qualité

Annexe E Comparaison des teneurs en azote ammoniacal dans l'eau interstitielle des sédiments telles que mesurées par le Centre Saint-Laurent et le Centre des Sciences Environnementales

Annexe F Résultats des essais toxicologiques incluant les données du contrôle de la qualité

Annexe G Résultats du contrôle de la qualité des analyses de benthos

Annexe H Résultats analytiques présentés sous forme d'histogrammes

Annexe I Tableaux ANOVA, pointages ACP et AC

Annexe J Données sur le benthos

Annexe K Corrélations de Pearson

1. Introduction

Au Canada, l'immersion en mer de déblais de dragage résultant de l'entretien des ports et des chenaux maritimes est une activité réglementée en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE). C'est par un système de permis et d'inspections administré par Environnement Canada que le gouvernement canadien assure le contrôle de l'immersion en mer. La procédure de délivrance des permis d'immersion de déblais de dragage comprend un examen des différentes options de gestion ainsi qu'une caractérisation physico-chimique des sédiments à immerger afin de s'assurer qu'ils ne présentent pas de contamination. Le choix du lieu d'immersion et des périodes de mise en dépôt des sédiments est effectué en tenant compte des espèces maritimes à protéger et de leur habitat tout en considérant les autres utilisations légitimes de la mer telles que la navigation maritime et les activités de pêche. Les activités de surveillance réglementaire effectuées durant les opérations d'immersion assurent le respect de la réglementation en vigueur et des modalités du permis. Le programme prévoit également un suivi environnemental des lieux d'immersion des déblais de dragage. L'ensemble de ces activités permettent au gouvernement du Canada de se conformer aux exigences de la LCPE et de s'acquitter de ses obligations internationales aux termes de la *Convention sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets* (dite Convention de Londres de 1972).

Le suivi environnemental réalisé après la mise en dépôt des déblais a pour objectif de vérifier que les activités d'immersion de matières draguées n'entraînent pas d'effets néfastes pour l'environnement. Les activités de suivi permettent d'évaluer l'efficacité du processus d'évaluation des demandes de permis d'immersion en mer et de vérifier que les critères qui en sous-tendent l'octroi sont adéquats. Elles servent à dépister et atténuer le plus tôt possible les impacts négatifs imprévus des activités d'immersion sur le milieu marin. De plus, les connaissances acquises servent à améliorer la réglementation, les lignes directrices et les conditions des permis d'immersion en mer afin de mieux protéger la vie marine et la santé humaine.

En 1997-98, les efforts de suivi environnemental d'Environnement Canada de la région du Québec ont porté sur le lieu d'immersion appelé dépôt D, situé à environ 5 km au large de Grande-Entrée aux Îles de la Madeleine. Ce lieu d'immersion fut créé en 1980 afin de recevoir les sédiments provenant du dragage initial du chenal de la Grande Entrée. L'objectif des travaux de dragage était de permettre l'accès des navires aux installations portuaires de la mine de sel Seleine inc. (Élouard *et al.* 1983). Le dépôt D fut utilisé à deux reprises par la suite pour recevoir les sédiments issus de l'entretien du chenal durant les étés de 1992 et 1997. Les volumes de sédiments immergés au dépôt D sont présentés au Tableau 1.

La sélection du site dépôt D comme objet d'un suivi environnemental a été motivée par plusieurs facteurs. Premièrement, il s'agit d'un site majeur d'immersion en termes de volume de sédiments. De fait, il représente le plus important site de dépôt régit par le programme d'immersion en mer de la région du Québec (i.e. 1 400 000 m^3 à ce jour). De plus, de légers dépassements de certains contaminants ont été relevés lors des caractérisations des sédiments de dragage et ont nécessité une technique de mise en dépôt adaptée. Par ailleurs, le dépôt D est situé dans une région importante en ce qui a trait aux habitats de poissons, dont celui du homard, et demande un suivi plus approfondi afin de prévenir tout impact imprévu sur ces zones sensibles.

La caractérisation des sédiments effectuée avant le dragage initial du chenal a démontré que ceux-ci respectaient les normes de rejet en mer (Burton *et al.* 1980). La caractérisation suivante, effectuée préalablement au dragage d'entretien du chenal de 1992, a cependant montré un dépassement marginal des teneurs en arsenic et en cadmium dans les sédiments d'une partie du chenal. Cette section du chenal étant caractérisée par un substrat ayant une proportion importante de particules fines, les activités d'immersion pouvaient engendrer une remise en suspension des sédiments et rendre plus disponible les contaminants. Une technique spécifique de gestion des rejets a donc dû être utilisée afin de minimiser l'impact des substances contenues dans les matières draguées jusqu'à un niveau qui n'entraînait pas d'effets néfastes sur le milieu marin. Il s'agissait d'un mode de mise en dépôt permettant le confinement des déblais de dragage provenant de ce segment du chenal en recouvrant les sédiments fins avec une couche de

sédiments grossiers et empêchant ainsi la dispersion après la mise en dépôt (Groupe Environnement Shooner 1991).

La caractérisation des aires de dragage réalisée en 1997 a montré que pour toutes les substances analysées, aucune des concentrations mesurées n'était supérieure aux normes de la LCPE (Tableau 2) ou aux concentrations produisant un effet probable (CEP). Cependant, dans la catégorie des métaux, des concentrations situées entre la concentration seuil produisant un effet (CSE) et la CEP ont été enregistrées pour l'arsenic et le nickel respectivement à 4 et 3 stations, dans le chenal entre le quai et le secteur de l'îlot B. De plus, les sédiments à cet endroit comportaient une forte proportion de particules fines (Annexe A) alors que ceux provenant des sections du chenal situées plus au sud étaient composés principalement de sable (R. Hamelin et associés 1997). Une substance affichant une concentration entre la CSE et la CEP signifie qu'il est probable que des effets biologiques néfastes soient associés au paramètre en question. En effet, lors de la remise en suspension des sédiments dans la colonne d'eau, ces éléments chimiques peuvent devenir disponibles aux organismes, notamment aux invertébrés suspensivores. Selon leur concentration, ces substances pourraient devenir toxiques pour les organismes en place ou s'accumuler dans la chaîne alimentaire par bioamplification. En 1997, en vue de limiter la dispersion de ces particules faiblement contaminées et d'augmenter la stabilité du dépôt, les sédiments fins provenant de la section du chenal située dans la lagune ont été déposés à l'intérieur d'une digue de confinement (construite à partir des matériaux grossiers dragués), puis recouverts par les sédiments plus grossiers provenant du chenal extérieur.

Tableau 1 Volumes de déblais de dragage immergés au site du dépôt D entre 1980 et 1997

Années	1980-1982	1992	1997
Volume immergé (m^3)	584 500	608 713	192 487

Tableau 2 **Normes et critères de qualité des sédiments et critères de succès-échec pour les bioessais de toxicité définis par la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* et par Environnement Canada**

Composés ou éléments chimiques	Norme [A] (ppm, base sèche)	Critère [B]	
		CSE [C] (ppm, base sèche)	CEP [D] (ppm, base sèche)
BPC totaux	0,1		
HAP totaux	2,5		
Pesticides totaux	0,1		
Argent		0,73	1,77
Arsenic		7,24	41,6
Cadmium	0,6		
Chrome		52,3	160
Cuivre		18,7	108
Mercure	0,75		
Nickel		15,9	42,8
Plomb		30,2	112
Zinc		124	271

Bioessais de toxicité	Les sédiments sont considérés toxiques si:
Survie de l'amphipode	Une diminution de la survie d'au moins 20% est observée entre le sédiment testé et un sédiment propre utilisé comme référence[E].
Microtox[MC] en phase solide	La CI_{50} de l'échantillon est inférieure à 1000 ppm.
Fertilisation de l'oursin	Une diminution de la fertilisation d'au moins 25% est observée entre le sédiment testé et l'eau de contrôle[E].

A Guide d'utilisation de la formule « Demande de permis (immersion en mer) » (Environnement Canada 1995).
B Critères intérimaires de qualité des sédiments marins (Environment Canada 1995a).
C CSE = Concentration seuil produisant un effet.
D CEP = Concentration produisant un effet probable.
E La différence doit être statistiquement significative.

Les résultats des campagnes de caractérisation des sédiments du chenal de Grande Entrée réalisées entre 1979 et 1997 sont présentés à l'Annexe A. L'aire de dragage dans le chenal de Grande Entrée, ainsi que la position du lieu d'immersion dépôt D sont présentés à la Figure 1.

L'objectif principal de la présente étude était de déterminer si les activités d'immersion de déblais de dragage entraînent des effets néfastes pour l'environnement aquatique au lieu d'immersion dépôt D du point de vue chimique et biologique. Plus spécifiquement, l'étude de suivi devait permettre :

1) *déterminer si la charge de contaminants dans les sédiments et la toxicité des sédiments étaient égales à, plus grandes que, ou plus petites que les critères intérimaires et les normes développées pour l'immersion de sédiments en mer;*

2) *vérifier s'il existe des différences significatives entre les différentes zones étudiées (i.e. monticule 1980-1982, monticule 1992 et monticule 1997 avant et après immersion et zone de référence) quant à la physico-chimie et la toxicité des sédiments, l'activité exoenzymatique mesurée* in situ *et la structure des communautés benthiques;*

3) *vérifier, à partir de l'analyse de la communauté d'invertébrés benthiques, si les différences observées entre les zones sont indicatrices de perturbations causées par une pollution;*

4) *identifier les impacts attribuables aux activités d'immersion et leur signification au plan écologique;*

5) *déterminer si le site du dépôt D peut continuer à recevoir des déblais de dragage sans menacer le milieu environnant;*

6) *identifier les variables, parmi celles mesurées au site du dépôt D, qui pourraient expliquer:*

   - *la toxicité exprimée par les bioessais;*
   - *les variations de l'activité exoenzymatique;*
   - *les variations de la structure de la communauté benthique;*

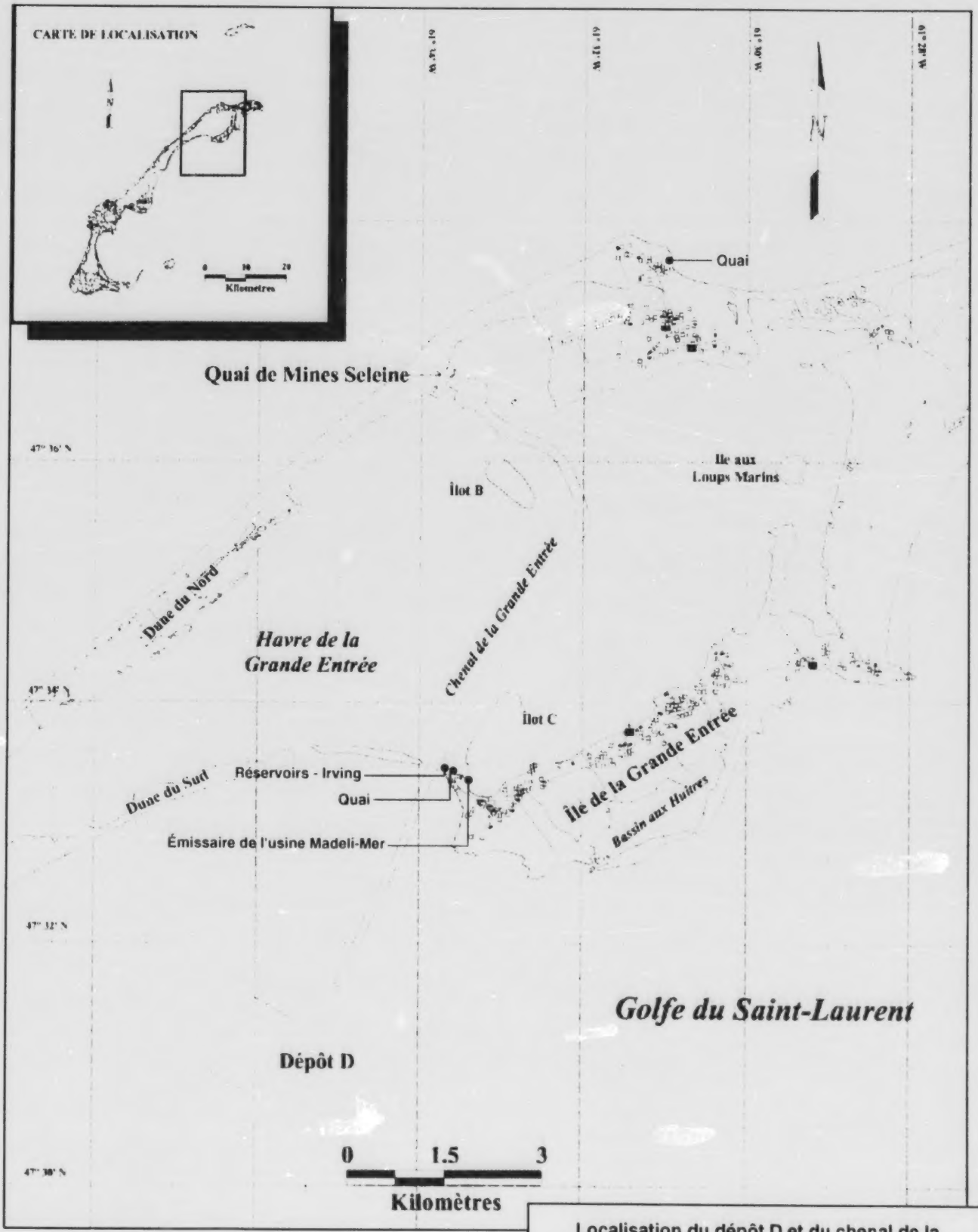
7) *statuer sur la sensibilité relative des bioessais de toxicité;*

8) *statuer sur la validité des tests de toxicité sélectionnés pour le programme d'immersion en mer;*

9) déterminer si la réglementation, les lignes directrices et les conditions de permis actuelles, qui encadrent le rejet en eau libre des déblais de dragage, sont adéquates pour assurer la protection du milieu.

L'atteinte de ces objectifs particuliers devait permettre de déterminer si le lieu d'immersion dépôt D peut continuer à recevoir des déblais de dragage sans menacer le milieu environnant. Dans une perspective plus large, cette étude devait contribuer à évaluer si la réglementation, les lignes directrices et les conditions de permis actuelles, qui encadrent le rejet en eau libre des déblais de dragage, sont pertinentes et efficaces pour assurer la protection du milieu.

Le suivi environnemental effectué comprend trois volets réalisés simultanément : une évaluation physico-chimique des sédiments, des essais toxicologiques et un échantillonnage du benthos. Le design expérimental sous-jacent a été conçu en tenant compte de la grandeur du lieu d'immersion, de la nature des fonds avoisinants et de la direction du transport sédimentaire anticipé. L'interprétation des résultats de chimie et de toxicologie fut réalisée principalement en fonction des critères utilisés pour l'évaluation des demandes de permis d'immersion (Tableau 2). L'interprétation des résultats reposait également sur une comparaison avec des zones de référence. Les détails du plan d'échantillonnage utilisé pour rencontrer ces objectifs sont présentées à la section 2.



Environment Canada | Environnement Canada

Localisation du dépôt D et du chenal de la Grande Entrée, Îles-de-la-Madeleine, Québec

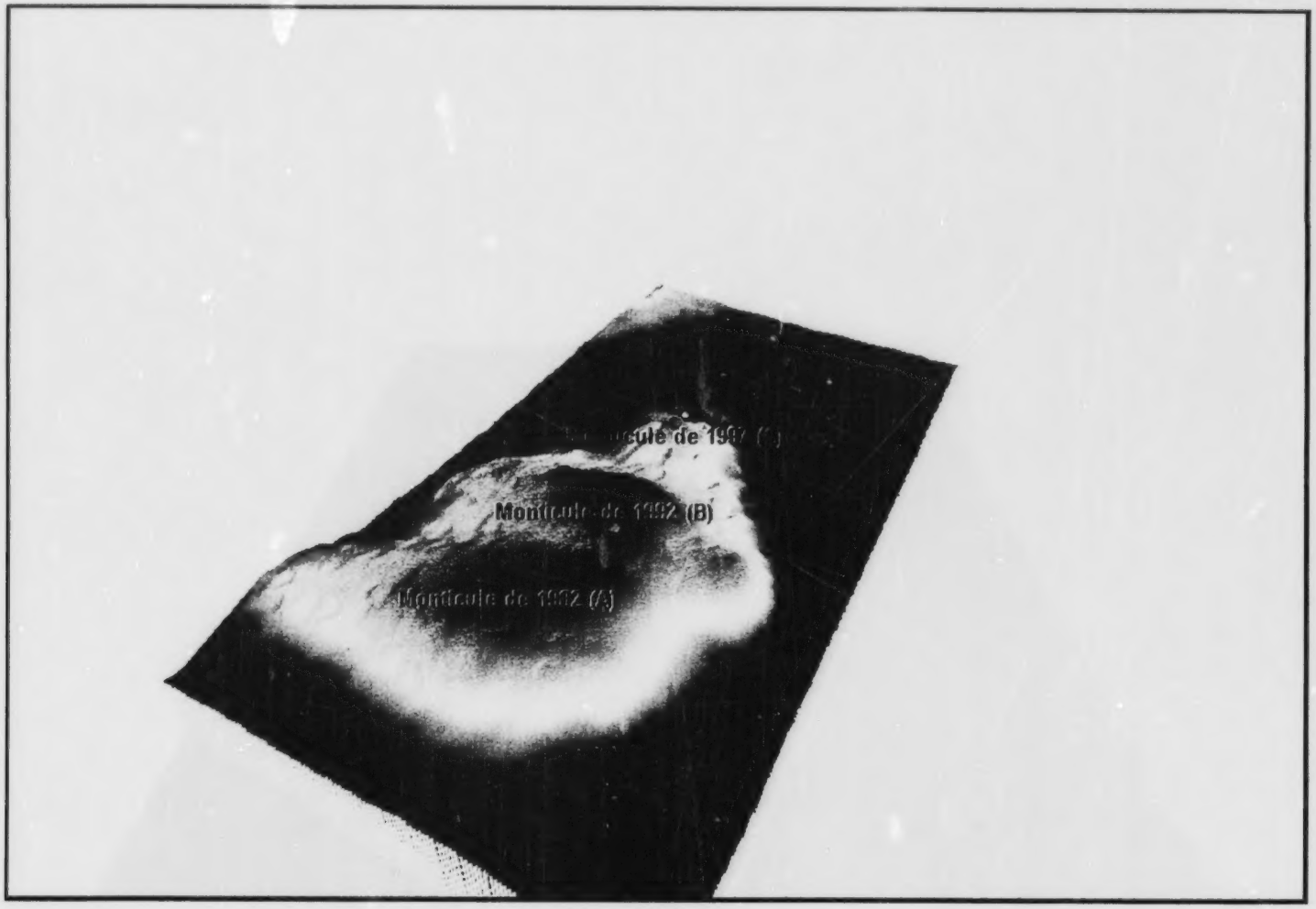
beak international incorporée	Figure 1	Mars 1998

2. Matériel et méthodes

2.1. Description du site à l'étude et du plan d'échantillonnage

Le lieu d'immersion dépôt D est situé à environ 5 km au sud-ouest du port de Grande-Entrée aux Îles de la Madeleine. On y retrouve trois monticules, chacun correspondant à un événement d'immersion de déblais, soit celui lié à la création du chenal de 1980 à 1982 (monticule A) et ceux associés aux deux périodes d'entretien subséquentes soit celle de 1992 (monticule B) et celle de 1997 (monticule C). La position des dépôts (monticules) a été déterminée d'après les résultats d'une campagne de sondage acoustique réalisé en septembre 1997 à l'aide d'un sondeur à écho « Raytheon DE-719CM » d'une précision de 0,1 m et ajusté avec une plaque d'acier. La position lors de chaque prise de mesure de la profondeur a été obtenue avec un système de positionnement par satellites « Wild DGPS système 300 de LEICA » utilisé en mode différentiel et en temps réel (Mines Seleine inc., communication personnelle). Les résultats de ce sondage sont présentés à la Figure 2. Six zones ont été échantillonnées soit trois zones du lieu d'immersion (monticule A, B et C) et trois zones de référence. Le positionnement des stations d'échantillonnage à l'intérieur de chacune des zones a été réalisé de façon aléatoire en utilisant la méthode recommandée par Environnement Canada (1994 et 1995).

Les trois zones de référence ont été sélectionnées à l'intérieur d'un secteur correspondant à la région comprise entre deux cercles concentriques centrés sur le dépôt D dont les rayons sont respectivement de 1 et 3 km. À cet endroit, la profondeur d'eau se situe entre 10 et 15 m (profondeur ajustée au zéro des cartes) et le substrat est constitué de sable, ce qui correspond aux conditions environnementales généralement retrouvées au dépôt D. Les trois zones de référence ont été choisies de façon aléatoire en superposant une grille comprenant 25 quadrats d'égales dimensions sur le secteur de référence puis en tirant au hasard. Pour être retenu, le quadrat tiré devait se trouver à au moins 1 km du plus proche quadrat déjà tiré, ceci afin de s'assurer d'échantillonner sur une échelle spatiale relativement grande. Les stations d'échantillonnage de chacune des zones sont présentées à la Figure 3.



D'après un sondage bathymétrique effectué en septembre 1997.

Figure 2 Représentation tridimensionnelle du lieu d'immersion dépôt D

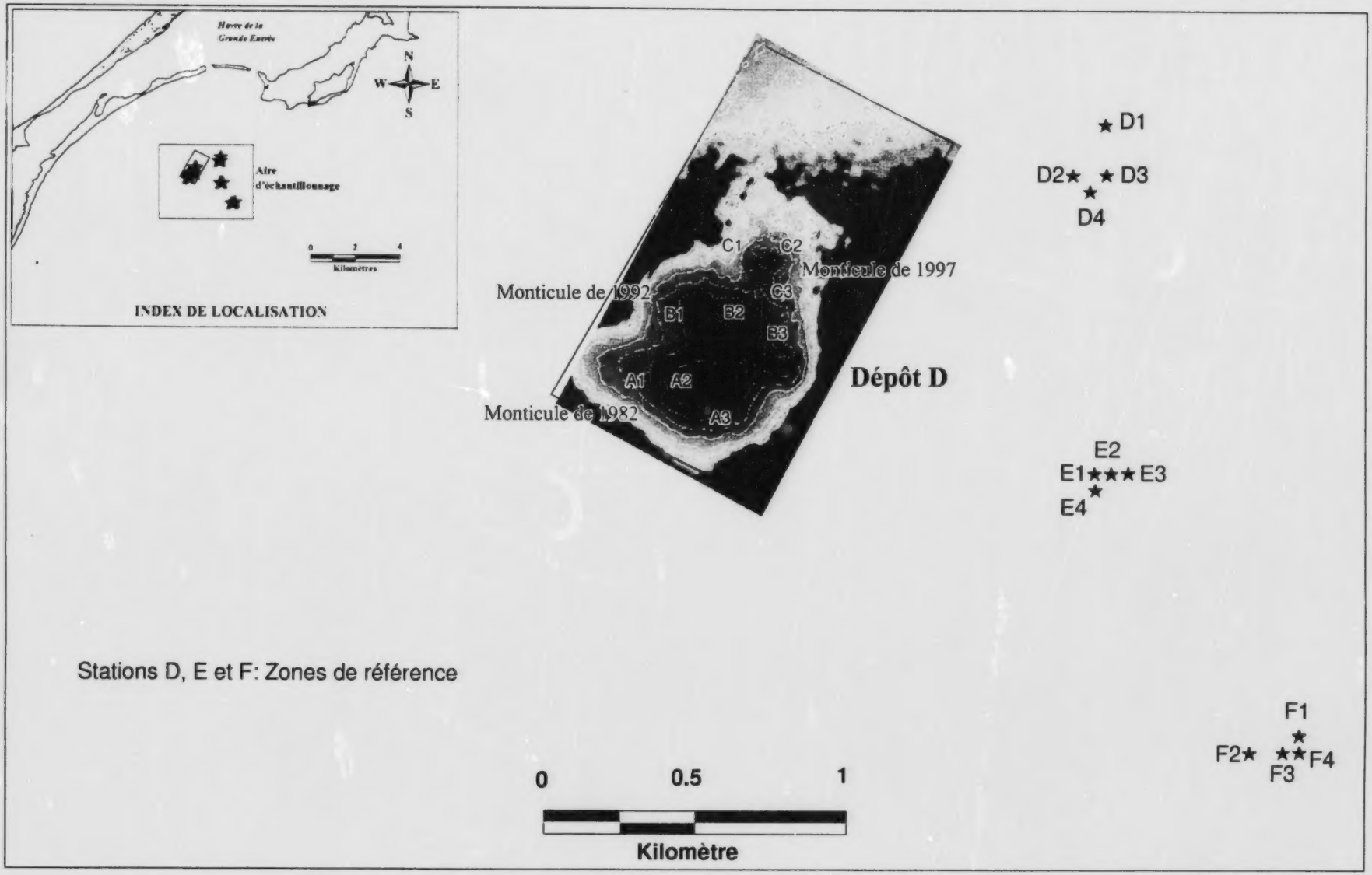


Figure 3 **Position des stations d'échantillonnage des zones du lieu d'immersion (A, B, C) et des zones de référence (D, E, F)**

2.2. Caractérisation physico-chimique, toxicologique et exoenzymatique des sédiments

La méthodologie suivie pour le prélèvement, le transport, la manutention, l'entreposage et la préparation des échantillons de sédiments était conforme aux directives décrites dans le *Document d'orientation* d'Environnement Canada (1994). Les paramètres de support mesurés sur le terrain sont :

- la position donnée par le GPS et la profondeur au moment du prélèvement ;
- la température de l'eau et la salinité à la surface des sédiments à au moins une station de chaque zone ;
- la température et le pH à l'interface eau-sédiment enregistrés dès la remontée du sédiment ;
- la vitesse du vent ;
- la lecture du disque de Secchi.

L'échantillonnage a été réalisé à l'aide d'une benne Van Veen (0,1 m^2). La profondeur de pénétration de la benne était environ de 10 cm. À chaque station, deux à trois prélèvements ont été requis afin d'obtenir les 7 litres de sédiments nécessaires aux analyses.

À chaque prélèvement, l'eau non trouble susjacente aux échantillons a été siphonnée doucement. Un sous-échantillon d'environ 100 ml de sédiment a été prélevé à la surface de l'échantillon (0-4 cm) pour la mesure de l'activité exoenzymatique aminopeptidase *in situ*. Chaque sous-échantillon a été placé dans un sac de type "Ziploc" scellé hermétiquement, puis entreposé à 4 °C à la noirceur jusqu'à la mesure en laboratoire. Un total de 22 sous-échantillons ont ainsi été prélevés pour la mesure de l'activité exoenzymatique soit un par station plus un réplicat de laboratoire (station B-3).

Par la suite, les sédiments ont été réunis en un seul échantillon pour chaque station d'échantillonnage en vue des analyses physico-chimiques et toxicologiques. Les échantillons ont été placés dans des seaux de polyéthylène haute densité doublés de sacs de polyéthylène haute densité, et ces sacs ont été dégazés manuellement avant d'être scellés à l'aide d'un ruban adhésif.

Les seaux étiquetés ont été conservés à l'obscurité à 4 °C jusqu'au moment des analyses. Au laboratoire le contenu des sacs a été vidé dans les chaudières qui les contenaient afin d'en faire l'homogénéisation. Pour les zones de référence, les échantillons ont été combinés par paire (e.g. stations D1 avec D3, E-2 avec E4, etc.), réduisant le nombre d'analyses de 12 (3 sites x 4 échantillons) à 6. Le choix des combinaisons à été déterminé aléatoirement. Le nombre total d'échantillons analysés pour la caractérisation physico-chimique et toxicologique était de 16 incluant un réplicat de laboratoire (C-2).

Les organismes, les débris, les roches, etc. ont été enlevés, puis les sédiments ont été grossièrement mélangés à l'aide d'une spatule. L'homogénéisation proprement dite a été réalisée avec un agitateur mécanique composé d'un moteur électrique ainsi que d'une tige et d'une hélice en acier inoxydable. Le temps d'homogénéisation nécessaire a varié de 3 à 4 minutes. Au préalable, la tige et l'hélice de l'agitateur ont été rincées avec l'eau du robinet puis lavées avec un détergent (concentration 2%) puis rincées encore à l'eau du robinet. Elles ont été finalement plongées dans de l'eau distillée. Ce nettoyage a été effectué avant l'homogénéisation des échantillons de chaque monticule ou secteur de référence. L'échantillon homogénéisé a été réparti dans les récipients appropriés pour les différentes analyses.

Les récipients recevant les échantillons ont été remplis jusqu'au bord afin de minimiser la quantité d'air dans le contenant. Ces échantillons ont été conservés à la noirceur et au froid ($4 \pm 2°C$) jusqu'au moment de leur analyse. Les analyses ont été initiées dans les délais prescrits par les protocoles de laboratoire. Les analyses physico-chimiques qui ont été effectuées comprenaient le pourcentage d'humidité et la granulométrie des sédiments, les teneurs en métaux (arsenic, béryllium, cadmium, chrome, cobalt, cuivre, étain, mercure, nickel, plomb, sélénium, vanadium et zinc), en carbone organique total, en sulfures totaux, en azote ammoniacal dans le sédiment entier et dans l'eau interstitielle et le potentiel d'oxydoréduction des sédiments. Étant donné que les teneurs en BPC totaux et HAP totaux mesurées dans les sédiments du chenal de la Grande Entrée préalablement à leur dragage étaient inférieures aux normes fixées par le programme d'immersion en mer, les sédiments n'ont pas été analysés pour ces substances.

Les tests de toxicité qui ont été réalisés sont :

- le bioessai Microtox^{MC} en phase solide
  - ce bioessai mesure la luminescence de la bactérie *Vibrio fischeri* suite à une exposition de 20 min à une suspension aqueuse saline du sédiment, suivie d'une période de stabilisation de 5 min du filtrat de cette suspension;
- le bioessai Microtox^{MC} en phase liquide
  - ce test mesure la luminescence de la bactérie Vibrio fischeri après une exposition de 15 min à l'eau de porosité des sédiments (eau interstitielle) ;
- l'essai sur la fécondation chez l'oursin de mer *Lytechinus pictus*
  - ce test consiste à exposer le sperme de l'oursin pendant 10 min à l'eau de porosité des sédiments après quoi celui-ci est mis en présence des œufs pendant encore 10 min d'exposition. La comparaison du taux de fécondation associé à la solution d'essai avec celui du témoin permet d'estimer le pourcentage d'inhibition de la fécondation ;
- le bioessai mesurant la survie de l'amphipode marin *Rhepoxinius abronius*, après une exposition de 10 jours aux sédiments.

La mesure de l'activité exoenzymatique *in situ* a été effectué à titre expérimental. Cet essai consiste à mesurer l'activité microbiologique par l'entremise de la libération de composés fluorescents issus de la dégradation par les bactéries d'un substrat analogue « MCA Leucine » incorporé aux sédiments échantillonnés.

Les critères définissant la toxicité pour chacun des bioessais sont présentés au Tableau 2. Les protocoles analytiques ainsi que les laboratoires qui ont effectué les analyses physico-chimiques, les tests de toxicité et la mesure de l'activité exoenzymatique *in situ* sont présentés à l'Annexe B.

2.3. Communauté d'invertébrés benthiques

L'échantillonnage du benthos a été réalisé à l'aide d'une benne Van Veen. La surface échantillonnée par la benne était de 0,1 m^2 et l'épaisseur de sédiment prélevée était environ de 10 cm. À chaque station, un à trois échantillons étaient prélevés. Chaque échantillon a été passé sur un tamis de 0,5 mm et la fraction retenue a été transférée dans des pots de verre Mason^{MC} étiquetés puis fixée avec du formol à 10%. Ces échantillons ont ensuite été transférés dans de l'alcool à 70% dans un délai de 12 heures.

Au laboratoire, les échantillons prélevés à chaque station ont été combinés avant d'être triés. Ces échantillons combinés ont été rincés à l'eau claire au-dessus d'un tamis de 0,5 mm de maille. Les refus de tamis ont par la suite été triés à l'aide d'une loupe stéréoscopique. Tous les organismes ont été prélevés, identifiés et comptés à l'exception des échinodermes. Ces derniers n'ont pas tous été retirés des échantillons à cause de leur trop grand nombre. Au moins 100 individus étaient prélevés de chaque échantillon pour identification ultérieure et le reste des échinodermes était seulement compté.

Lorsque les échantillons à examiner étaient trop volumineux, le substrat était fractionné. Dans un premier temps, l'échantillon était filtré sur deux tamis, l'un de 1 mm de maille et l'autre de 0,5 mm. La fraction retenue par le tamis de 1 mm était triée au complet alors que celle de 0,5 mm était partitionnée. Pour ce faire, le substrat était homogénéisé puis réparti dans un plat de façon uniforme où on le subdivisait en deux parties égales. Cette opération était répétée jusqu'à ce que la fraction à analyser soit assez petite. Au maximum, trois subdivisions en deux parties égales ont été effectuées ce qui équivalait à 1/8 de l'échantillon retenu par le tamis de 0,5 mm.

L'identification des invertébrés a été réalisée au niveau taxinomique spécifié au Tableau 3. Les spécimens abîmés ou immatures étaient identifiés à un niveau supérieur. Les organismes planctoniques (cnidaires, chaetognathes, gastéropodes limacinidés, amphipodes hypéridés, cladocères, copépodes calanoïdes, ostracodes), les foraminifères, les nématodes et les acariens bien qu'ayant été dénombrés ont été retirés des matrices de dénombrement. Ceci car la

méthodologie de prélèvement des sédiments et le matériel d'échantillonnage utilisé n'étaient pas adaptés à la capture adéquate et exhaustive de ces organismes. La proportion des taxons appartenant à des groupes fonctionnels basés sur leur alimentation a également été évaluée (détritivores de surface, détritivores fouisseurs, suspensivores ou filtreurs et carnivores) en suivant les classifications établies dans Enequist (1949), Barnes (1974), Gosner (1971), Fauchald et Jumars (1979) et Abbott (1982). La méthodologie complète de l'analyse de la faune benthique est présentée dans Laboratoires SAB inc. (1998).

Tableau 3 Niveaux taxinomiques d'identification des organismes benthiques

Groupe	Niveau taxinomique
Foraminiferida	Ordre
Cnidaria	Classe
Chaetognatha	Genre
Turbellaria	Ordre
Nemerta et Nematoda	Phylum
Mollusca	Espèce
Polycheta	Espèce
Crustacea	Espèce
Echinodermata	Espèce
Acari	Classe
Pisces	Espèce

Les valeurs d'abondance totale (nombre d'organismes) et de densité (nombre d'organismes/m^2) ont été calculées pour l'ensemble des taxons et pour chaque échantillon. La fréquence de présence (nombre de prélèvement d'un taxon divisé par le nombre total d'échantillons) de même que le pourcentage d'abondance relative des grands groupes taxinomiques ont été déterminés. Les indices de diversité (H'; Shannon-Wiener 1963) et de

régularité (*J* de Pielou; Legendre et Legendre 1984) ont été calculés pour chaque échantillon d'après les formules suivantes:

$$H' = (C/N)\,(N \log_{10} N - n_i \log_{10} n_i)$$

$$J = H'/(C \log_{10} S)$$

où C est une constante convertissant le $\log_{10}$ en $\log_2$ (équivalent à 3,322), N le nombre total d'individus dans l'échantillon, n_i le nombre d'individus de l'espèce i et S le nombre total de taxons.

Une valeur élevée de l'indice de diversité de Shannon (> 3) reflète une communauté diversifiée caractéristique d'un milieu favorables à la survie de plusieurs espèces (Wihlm 1970). Au contraire, une faible valeur de l'indice de diversité (< 1) reflète une communauté qui est généralement indicatrice d'un milieu perturbé. L'indice de régularité est une mesure de la distribution des individus parmi les différents taxons récoltés. Une distribution plus régulière indique une communauté plus stable, qui n'est pas dominée par un taxon en particulier.

2.4. Analyse statistique

2.4.1. Méthodologie

Traitement des données

Tous les fichiers de données utilisés dans le traitement statistique ont été utilisés tels quels, c'est-à-dire que le nombre de chiffres significatifs fourni par les différentes méthodes d'analyse a été conservé dans les traitements statistiques. Les valeurs mesurées pour certains paramètres, des métaux pour la plupart, se situaient en dessous de la limite de détection analytique. Lorsque ces données devaient être utilisées dans les calculs, elles étaient remplacées par la valeur de la limite de détection. Dans d'autres cas, lorsqu'aucun critère n'était disponible pour un métal et que les valeurs mesurées à toutes les stations pour ce même métal se situaient

sous le seuil de détection, celui-ci était tout simplement éliminé du traitement statistique. Dans le cas des résultats des tests de toxicité pour lesquels des valeurs de toxicité exprimées en concentration plus grande ou égale à la concentration maximale testée, la règle suivie a été de remplacer ces résultats par la valeur de la plus grande concentration testée.

Comparaisons entre les zones

Dans le but de tester la signification statistique des différences entre les zones (par exemple, A vs DEF ou A vs B), les tableaux ANOVA présentées au Tableau 4 ont été utilisés. Les variables utilisées dans ces analyses étaient:

- les concentrations de contaminants chimiques;
- les résultats de l'essai sur la fécondation chez l'oursin ;
- l'activité exoenzymatique ;
- les indices univariés pour la communauté benthique (densité, richesse taxinomique, indices de diversité et de régularité) ;
- l'azote ammoniacal dans les sédiments et dans l'eau interstitielle ;
- les sulfures ;
- le carbone organique total ;
- le potentiel d'oxydo-réduction ;
- la profondeur des stations ;
- la granulométrie ;
- le pointage des échantillons sur les axes de l'analyse en composantes principales.

La variabilité entre les zones de référence ("Entre DEF") constitue la base appropriée contre laquelle doivent être testés les contrastes entre les zones. Cette variance intragroupe représente la variabilité naturelle du milieu.

Le terme "Entre les zones" a été testé afin de déterminer si la différence entre les six zones est assez grande pour permettre la décomposition plus poussée de la dispersion intergroupe en des comparaisons spécifiques des zones entre elles tel que présenté au Tableau 4. La variance intragroupe utilisée pour tester le terme "Entre les zones" était le terme "Stations dans les zones". En ce qui concerne les variables chimiques et toxicologiques, puisque certains échantillons ont été combinés sur le terrain, un plus faible nombre de degrés de liberté associé à la dispersion intragroupe est disponible pour tester les différences globales entre les zones. À l'opposé, les échantillons de benthos ne furent pas combinés sur le terrain, ceci entraînant un plus grand nombre de degrés de liberté pour la mesure de la dispersion intragroupe. Les conditions d'application de l'ANOVA sont la normalité des distributions et l'homogénéité des variances. Elles ont été vérifiées respectivement à l'aide du test de Kolmogorov-Smirnov et du test de Levene (Wilkinson et Coward 1996). Lorsque les conditions d'application n'étaient pas respectées, les données ont été transformées. La plupart des données ont été transformées en logarithme. Les données en pourcentage (bioessais avec l'amphipode marin et l'oursin de mer) ont été transformées en racine carrée de l'arcsinus de manière à homogénéiser les variances et rendre les distributions normales. Seuls le nombre de taxons ainsi que les indices de diversité et de régularité n'ont pas nécessité de transformations.

Tableau 4 Relevé des analyses de variances et de contrastes réalisées avec les données du dépôt D

Tableaux ANOVA

Variables chimiques et toxicologiques

Source	DDL	Erreur
Entre les zones	5	Stations dans les zones
Contrastes entre les zones du lieu d'immersion et de référence		
A vs DEF	1	Entre DEF
B vs DEF	1	Entre DEF
C vs DEF	1	Entre DEF
Contrastes entre les zones du lieu d'immersion		
A vs B	1	Entre DEF
B vs C	1	Entre DEF
A vs C	1	Entre DEF
Entre DEF (Référence)	2	Stations dans les zones
Stations dans les zones	9	

Variables reliées à la communauté benthique

Source	DDL	Erreur
Entre les zones	5	Stations dans les zones
Contrastes entre les zones du lieu d'immersion et de référence		
A vs DEF	1	Entre DEF
B vs DEF	1	Entre DEF
C vs DEF	1	Entre DEF
Contrastes entre les zones du lieu d'immersion		
A vs B	1	Entre DEF
B vs C	1	Entre DEF
A vs C	1	Entre DEF
Entre DEF (Référence)	2	Stations dans les zones
Stations dans les zones	15	

DDL : degré de liberté
DEF : zones de référence D, E et F
Erreur : variance intra-groupe

2.4.2. Approche en triade

L'approche de Green et Montagna (1996 ; « Sediment Quality Triad Approach ») a été utilisée pour caractériser les interrelations entre toutes les données recueillies lors du suivi environnemental du dépôt D. Le concept de cette approche en triade repose sur l'utilisation concurrentielle des données de chimie, de toxicité et des inventaires de la faune benthique de manière à évaluer l'état de dégradation de l'environnement.

L'analyse des données au moyen de cette approche requiert que les matrices de données soient complètes, c'est-à-dire qu'il y ait une observation pour chaque variable. Ainsi, lorsque le résultat d'analyse d'un paramètre chimique était inférieur à la limite de détection de ce paramètre, l'échantillon se voyait attribuer une valeur égale à la limite de détection du paramètre. De plus, comme les données de chimie et de toxicité des zones de référence ont été combinées par paire de stations, la même procédure a été suivie pour les données de benthos afin d'en arriver à deux stations par zone (au lieu de quatre) et la moyenne des pointages des stations jumelées a été calculée afin d'obtenir un seul pointage.

Une analyse en composantes principales[1] (ACP) et une analyse des correspondances[2] (AC) ont par la suite été effectuées respectivement sur les matrices physico-chimiques et d'abondance des invertébrés benthiques respectivement de manière à réduire les variables de ces matrices pour faciliter l'analyse selon l'approche en triade. L'ACP et l'AC ont été réalisées afin d'expliquer de quelle façon les variables s'associaient entre elles.

Aucune analyse multivariée n'a été réalisée sur les résultats des tests de toxicité compte tenu du peu de variations de résultats obtenus pour les différentes stations. Des analyses de

---

1 L'analyse en composantes principales est une technique qui permet de résumer, en quelques composantes et le plus précisément possible, une base de données contenant plusieurs variables en évaluant le degré d'association de ces variables entre elles.

2 L'analyse des correspondances recommandée pour la réduction des matrices d'abondance d'organismes, permet de représenter simultanément les stations et les taxons dans un espace factoriel commun.

corrélation de Pearson ont été effectuées pour examiner le degré d'association entre les paramètres physico-chimiques et les résultats des essais sur l'oursin de mer. Les résultats du test de fertilisation chez l'oursin ont aussi été comparés aux scores obtenus lors de l'ACP (physico-chimie) et de l'AC (benthos). Une comparaison semblable a également été effectuée avec les résultats de l'essai sur l'activité exoenzymatique (voir section 3.4). En ce qui concerne le Microtox^{MC} en phase solide, le critère est exprimé par la CI_{50}, c'est pourquoi aucune analyse statistique n'a été réalisée sur les valeurs de CI_{25}. Il a été convenu qu'aucune analyse statistique ne serait effectuée sur les données du Microtox^{MC} en phase liquide étant donné que cet essai ne fait pas partie de la batterie de tests recommandé dans le cadre du Programme d'immersion en mer.

Le Tableau 5 présente les variables physico-chimiques, toxicologiques et benthiques utilisées dans les analyses en composantes principales et de correspondances réalisées dans le cadre de cette étude.

Tableau 5 Variables utilisées dans les analyses multivariées réalisées dans le cadre l'étude de suivi du site du dépôt D

Variables chimiques et physiques		Variables toxicologiques	Variables benthiques
Carbone organique total	Sable très fin	Activité exoenzymatique	Pointages obtenus lors de l'analyse des correspondances réalisée sur la matrice d'abondance des invertébrés benthiques
Potentiel redox	Sable grossier	Inhibition de la fertilisation chez l'oursin	
Azote ammoniacal total dans les sédiments	Chrome extractible		
Azote ammoniacal total dans l'eau interstitielle	Nickel extractible		
Azote ammoniacal total dans l'eau interstitielle à 20°C	Cobalt extractible		
Sulfures	Plomb extractible		
Profondeur des stations	Vanadium extractible		
	Zinc extractible		

Par la suite, des corrélations de Pearson entre les variables benthiques et chimiques, puis entre variables benthiques et toxicologiques, et finalement entre les variables toxicologiques et chimiques ont été effectuées pour évaluer le degré de signification et la valeur des relations parmi les trois composantes prises par paire. En dernier lieu, un test de sphéricité de Bartlett[3] a été réalisé sur la matrice des coefficients de corrélation obtenus entre chacune des variables de la triade (chimie, benthos, toxicité) afin de déterminer s'il existe des relations entre elles (Green et Montagna 1996).

Les tableaux ANOVA ont été construits grâce au logiciel EXCEL (version 5.0). Les corrélations, les ANOVA, les analyses de contrastes et l'ACP ont été réalisées à l'aide du logiciel SPSS pour Windows (version 7.0). L'AC a été effectué avec le logiciel NTSYS-pc, version 1.30 (Rohlf 1987). La Figure 4 présente la démarche statistique décrite précédemment.

---

3 Le test de sphéricité de Bartlett, basé sur le chi carré, est utilisé pour tester l'hypothèse que la matrice des coefficients de corrélation est une matrice unité (une matrice dont les éléments de la diagonale = 1 et les éléments non-diagonaux = 0). Plus les associations sont fortes entre les composantes de la triade, plus les éléments non-diagonaux de la matrice se rapprochent de 1 et plus le résultat du test de Bartlett sera élevé. Par conséquent l'hypothèse nulle sera rejeté.

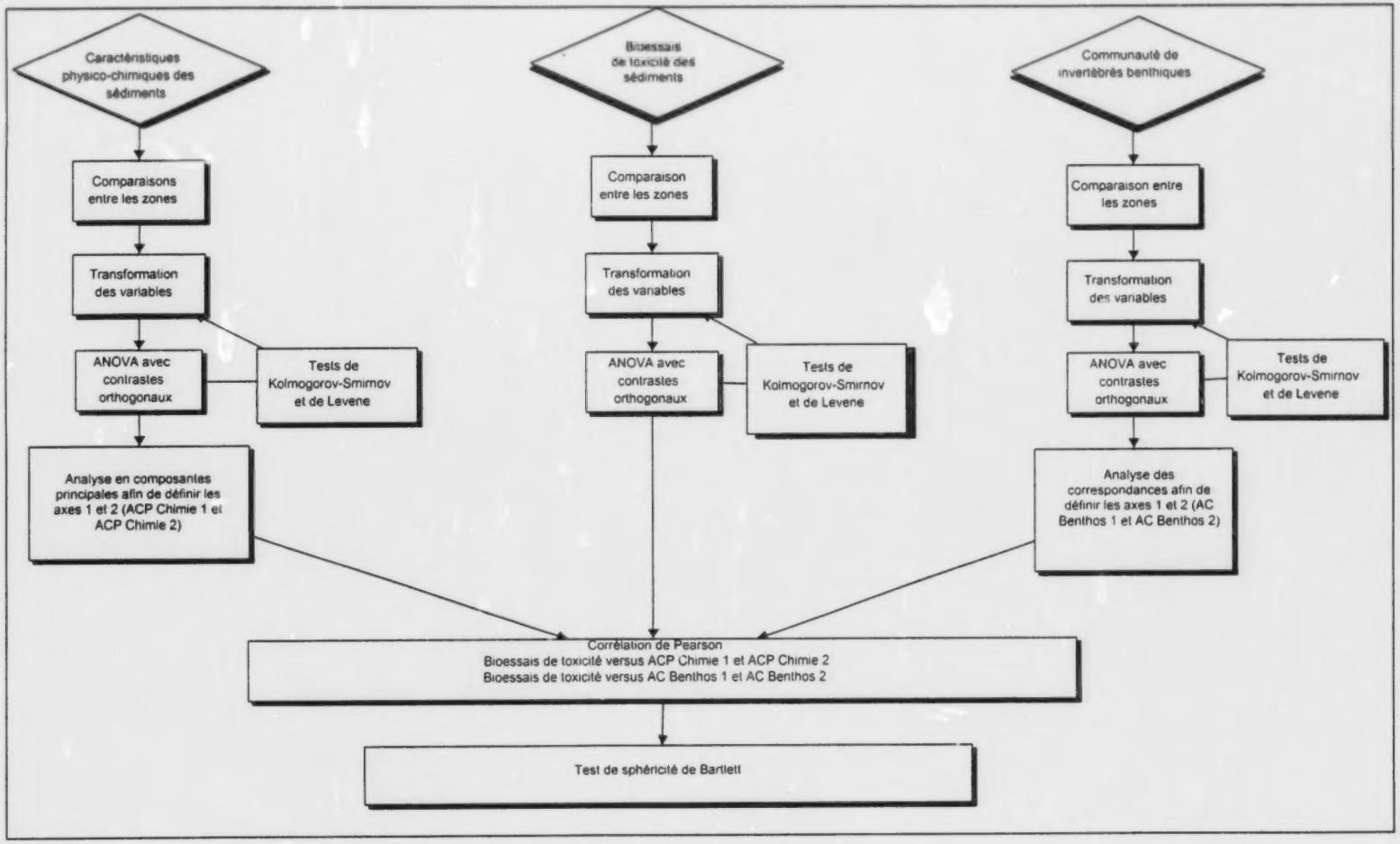


Figure 4 Résumé des analyses statistiques effectués avec les données

2.5. Contrôle de qualité

2.5.1. Physico-chimie et toxicologie des sédiments

Des procédures de contrôle de la qualité des résultats ont été effectuées pour toutes les analyses. Dans tous les cas, un échantillon a été analysé en duplicata. Pour toutes les analyses, à l'exception de la mesure de l'activité exoenzymatique, il s'agissait de l'échantillon prélevé à la station C2 (« réplicat » de laboratoire). La comparaison des résultats d'analyse de l'échantillon C2 et de son double, l'échantillon C2-2 permet de constater qu'il existe peu de variation entre les deux séries de résultats. Seuls les résultats d'analyse du cuivre affichent une différence marquée (C2 vs C2-2 : 5,23 vs 1,29 mg Cu/kg poids sec). Cette différence pourrait être associée à une variabilité naturelle de l'environnement échantillonné et il y a tout lieu de croire que les résultats fournis par le laboratoire d'analyse sont valides. Tel que mentionné précédemment, l'échantillon C2-2 a été exclus de toutes les analyses statistiques car il s'agissait d'un réplicat de laboratoire destiné seulement au contrôle de qualité.

Pour les analyses chimiques, les procédures de contrôle de la qualité comprenaient en plus l'analyse d'un sédiment de référence certifié (MESS-1) contenant des paramètres à des concentrations connues. Les pourcentages de récupération des métaux et du COT (ou % de différence par rapport à la moyenne) et les coefficients de variation obtenus pour chacun des paramètres sont acceptables compte tenu de la méthode de digestion employée (i.e. aquaregia) pour l'analyse des métaux extractibles (Annexe B).

Par ailleurs, le laboratoire du Centre Saint-Laurent et le laboratoire du *Environmental Science Centre* (ESC) de Moncton ont mesuré l'azote ammoniacal des échantillons dans le cadre de leurs analyses respectives. Or, la comparaison entre les deux séries de résultats pour ce paramètre montre une bonne concordance (voir Annexe E). Seules les valeurs du ESC ont été retenues pour l'analyse statistique étant donné que le test de fécondation chez l'oursin de mer, pour lequel ces valeurs sont essentielles à l'interprétation des résultats, a été effectué dans ce même laboratoire.

Les procédures de contrôle de la qualité pour les essais toxicologiques consistaient à réaliser les tests avec le nombre de répétitions approprié à chaque essai, d'effectuer des tests avec une substance toxique de référence et avec un sédiment ou une eau contrôle tel que stipulé par les protocoles de laboratoire standardisés. Les données de contrôle de qualité afférentes aux essais de toxicité ont démontré que les résultats étaient acceptables.

2.5.2. Benthos

Un contrôle de qualité de la partition des échantillons a été réalisé sur deux échantillons choisis au hasard. Le coefficient de variation (Scherrer 1984) a été estimé à moins de 10 % dans les deux cas. Un contrôle de la qualité du tri a également été effectué sur deux échantillons déterminés au hasard. Ces derniers ont été retriés par un autre technicien. Le pourcentage d'organismes oubliés était inférieur à 5 % (Annexe G).

3. Résultats

3.1. Données de terrain

Les données de terrain recueillies lors de l'échantillonnage sont consignées à l'Annexe C. La position et la profondeur des stations, la température, le pH, la salinité et l'opacité de l'eau ainsi que la direction et la vitesse des vents font partie des paramètres mesurés. Mise à part la profondeur des stations d'échantillonnage qui était moindre dans les zones d'étude que dans les zones de référence (moyennes de 10,8 m vs 13,9 m), peu de différences ont été observées entre les stations pour ces paramètres. Quant à la différence de profondeur, elle est principalement attribuable à la présence des monticules créés par le dépôt des déblais de dragage.

3.2. Qualité des sédiments

3.2.1. Physico-chimie des sédiments

Les résultats des analyses chimiques des sédiments ont été comparés aux normes et critères de qualité des sédiments présentés au Tableau 2. Les valeurs moyennes de l'analyse physico-chimique des sédiments sont présentés au Tableau 6 et au Tableau 7, et le détail de ces résultats apparaît à l'Annexe D. Le lecteur retrouvera également à l'Annexe H tous les résultats physico-chimiques et toxicologiques présentés sous forme d'histogrammes.

La présence de cadmium et de mercure n'a été détectée dans aucun des échantillons. Les résultats de l'analyse pour l'arsenic, le chrome, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc montrent que les teneurs en métaux de tous les échantillons étaient inférieures aux concentrations seuils produisant un effet (CSE). Ces résultats indiquent que les sédiments de la zone à l'étude ne présentaient aucun signe de contamination par ces métaux. Pour les autres métaux (béryllium, cobalt, étain, sélénium et vanadium), il n'existe aucun critère de qualité pour le milieu marin canadien.

Par ailleurs, les teneurs en carbone organique total (COT), en sulfures et le potentiel d'oxydoréduction des sédiments du lieu d'immersion, ainsi que ceux des zones de référence, sont caractéristiques de milieux non pollués (c.-à-d., COT < 0,5 % dans sédiments contenant moins de 20 % de sédiments fins ; potentiel redox > 200 mV et sulfures < 50 ppm ; Hargrave *et al.* 1995). Il n'existe aucun critère ou aucune norme pour le potentiel d'oxydoréduction, les sulfures, le carbone organique total et l'azote ammoniacal dans les sédiments et dans l'eau interstitielle.

Tableau 6 Valeurs moyennes des teneurs en métaux dans les sédiments

Zone		Métaux [A]												
		As	Be	Cd	Cr	Co	Cu	Sn	Hg	Ni	Pb	Se	V	Zn
Monticulaire														
A	**Moyenne**	- [B]	**0,16**	-	**8,41**	**2,74**	**2,66**	-	-	**7,00**	**2,53**	-	**12,90**	**11,11**
	Écart type	-	0,03	-	1,30	0,51	0,87	-	-	1,53	0,38	-	1,94	2,43
B	**Moyenne**	-	-	-	**3,00**	**1,22**	**1,43**	-	-	**3,38**	-	-	**3,23**	**5,09**
	Écart type	-	-	-	0,78	0,24	0,48	-	-	0,86	-	-	0,53	1,00
C	**Moyenne**	-	-	-	**2,21**	**1,03**	**1,43**	-	-	**2,98**	**0,80**	-	**3,93**	**6,59**
	Écart type	-	-	-	0,65	0,37	0,27	-	-	0,24	0,05	-	0,59	2,39
Référence														
D	**Moyenne**	-	-	-	**4,57**	**1,69**	**1,81**	-	-	**4,31**	**1,09**	-	**5,64**	**7,89**
	Écart type	-	-	-	0,33	0,17	0,30	-	-	0,25	0,02	-	0,80	2,01
E	**Moyenne**	-	-	-	**3,67**	**1,37**	**1,37**	-	-	**3,72**	**0,97**	-	**3,98**	**6,48**
	Écart type	-	-	-	0,26	0,03	0,25	-	-	0,13	0,09	-	0,53	0,44
F	**Moyenne**	-	-	-	**4,32**	**1,38**	**1,31**	-	-	**4,01**	**0,96**	-	**4,04**	**6,59**
	Écart type	-	-	-	0,48	0,18	0,30	-	-	0,60	0,21	-	0,56	0,94

[A] Les concentrations sont exprimées en mg/kg de sédiment sec sauf pour le mercure (Hg) où les unités sont des ug/kg de sédiment humide.

[B] - = non détecté.

Tableau 7 Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques des sédiments

Zone		Profondeur (m)	Gravier (≥2 mm)	Sable 2 à 1mm	Sable 1 à 0,5mm	Sable ,5 à ,25mm	Sable ,25 à ,125mm	Sable ,125 à ,063mm	Limon ,063 à ,004mm	Argile (<0,004 mm)	COT (%)	Azote ammo-niacal eau int. (mg/L)	Azote ammo-niacal sédiment (mg/L)	Pot. ré-dox (mV)	Sulfures (mg/kg)
Monticulaire															
A	**Moyenne**	**10,93**	**0,00**	**1,57**	**3,60**	**32,00**	**50,67**	**10,43**	**1,33**	**1,67**	**0,05**	**3,29**	**1,12**	**316,33**	**0,01**
	écart type	0,38	0,00	0,42	1,65	2,82	2,97	1,38	1,15	1,15	0,00	0,76	0,11	17,56	0,00
B	**Moyenne**	**10,50**	**0,00**	**0,53**	**2,37**	**38,40**	**52,03**	**5,37**	**0,67**	**1,00**	**0,06**	**4,32**	**1,29**	**298,00**	**0,02**
	écart type	0,36	0,00	0,23	1,46	11,21	9,07	3,36	0,58	1,00	0,02	2,09	0,65	25,53	0,00
C	**Moyenne**	**11,10**	**0,00**	**0,80**	**2,03**	**55,73**	**37,40**	**3,03**	**0,67**	**0,00**	**0,04**	**1,02**	**0,30**	**340,00**	**0,05**
	écart type	0,10	0,00	0,30	1,36	8,02	7,86	1,30	1,15	0,00	0,01	0,36	0,10	11,53	0,06
Référence															
D	**Moyenne**	**12,75**	**0,00**	**0,40**	**1,35**	**37,70**	**42,65**	**16,50**	**0,00**	**0,50**	**0,11**	**15,85**	**7,44**	**251,50**	**1,06**
	écart type	0,07	0,00	0,00	0,64	5,09	0,21	4,67	0,00	0,71	0,00	2,19	0,01	2,12	0,36
E	**Moyenne**	**14,20**	**0,00**	**0,30**	**1,35**	**30,70**	**47,20**	**19,30**	**0,50**	**2,00**	**0,11**	**16,45**	**6,69**	**216,00**	**1,70**
	écart type	0,14	0,00	0,00	0,78	3,96	0,28	4,24	0,71	1,41	0,00	0,35	1,44	7,07	1,34
F	**Moyenne**	**14,75**	**0,00**	**0,55**	**1,00**	**25,15**	**48,40**	**22,70**	**1,50**	**1,50**	**0,11**	**24,10**	**10,52**	**194,00**	**2,40**
	écart type	0,14	0,00	0,35	0,28	2,47	0,71	1,56	0,71	0,71	0,01	4,81	1,96	0,00	0,37

3.2.2. Bioessais de toxicité

En regard des critères de qualité des sédiments, les résultats des bioessais Microtox^{MC} en phase solide, de l'essai de fertilisation de l'oursin et de survie des amphipodes n'ont démontré aucune toxicité pour la zone d'étude (i.e. lieu d'immersion ; Tableau 8 et Annexe H). Bien qu'il n'existe pas de critère de qualité des sédiments pour l'essai Microtox^{MC} en phase liquide, les résultats suggèrent que les sédiments sont également non toxiques dans la zone d'étude. En effet, toutes les CI_{25} sont supérieures à 50 %v/v sauf à la station B1 où une toxicité marginale est observée (CI_{25} = 27,2 %v/v).

Pour les sédiments des zones de référence, les résultats des bioessais Microtox^{MC} sur la phase solide et de survie des amphipodes n'ont démontré aucune toxicité. Cependant, le bioessai de fertilisation chez l'oursin a mis en évidence une toxicité dans les sédiments des zones de référence, ainsi que l'essai Microtox^{MC} en phase liquide pour les sédiments provenant des stations E2-E4 et F3-F4 (CI_{25} de 2,0 %v/v et de 1,2 %v/v respectivement).

3.3. Comparaison des paramètres physico-chimiques entre les zones

Les stations des zones de référence et celles des monticules présentent des différences significatives pour la plupart des paramètres physico-chimiques mesurés (Annexe H ; Tableau 6 et Tableau 7). En ce qui a trait aux métaux, les teneurs sont en général légèrement plus élevées dans la zone d'étude que dans le secteur de référence. Les analyses de variance montrent que le monticule A présentent des concentrations de Co, Cr, Ni, Pb, Va et de Zn significativement supérieures à celles des monticules B et C et des zones de référence. Par ailleurs, les concentrations de Cr et de Pb dans les zones de référence sont significativement supérieures à celles des monticules C et B respectivement (Annexe H). L'Annexe I présente les résultats détaillés des comparaisons inter-zones relativement aux paramètres physico-chimiques mesurés (ANOVA).

Quant au potentiel d'oxydoréduction, celui-ci est légèrement plus élevé dans les monticules (différence non significative cependant), tandis que les concentrations de sulfures dans les sédiments des zones de référence sont significativement plus élevées. Le contenu en carbone organique total, bien que faible dans toutes les zones, est significativement supérieur dans le secteur de référence. Le contenu en azote ammoniacal des sédiments est significativement plus élevé dans les zones de référence que dans les zones d'étude, et les concentrations d'azote ammoniacal dans l'eau interstitielle affichent un patron similaire. La granulométrie des sédiments des monticules est significativement plus grossière que celle des sédiments du secteur de référence (i.e. plus de sable de grosses tailles) et les résultats indiquent que les stations des zones de référence sont plus profondes que celles des zones d'étude, quoique cette dernière différence ne soit pas significative (Annexe H et Annexe I).

Ainsi, le substrat des zones de référence est constitué de sable plus fin et sa teneur en carbone organique total (COT), en sulfures, et en azote ammoniacal est significativement plus élevée que dans les sédiments des trois monticules de dépôt. Selon la littérature scientifique, plus la taille des particules de sédiments diminue plus, en général, la concentration en contaminants organiques, en métaux et en carbone organique augmentent (Loring et Rantala 1992 ; Lamberson *et al.* 1992). Lamberson *et al.* (1992) attribuent ce phénomène au plus grand rapport surface/volume des sédiments fins qui augmentent la surface d'adsorption ainsi qu'à la plus grande capacité des particules fines à s'ioniser. Dans le cas du COT, les différences observées entre les monticules et le secteur de référence pourraient être expliquées par la granulométrie plutôt que par une contamination ou un apport anthropique.

La zone de dépôt A (1980-1982) présente des concentrations en Co, Cr, Ni, Pb, Va et Zn significativement supérieures à celles de toutes les autres zones (N.B. toutes ces teneurs sont néanmoins inférieures aux critères de qualité). La relation entre la proportion de sédiments fins et les teneurs en métaux ne s'applique cependant pas au monticule A puisque la proportion de sable très fin dans les sédiments de ce monticule n'est pas significativement différente de celle retrouvée dans le secteur de référence, et que les teneurs en particules fines sont très faibles (i.e. ≤ 3 %).

Il est important de mentionner que les teneurs en métaux mesurées dans l'ensemble de la zone d'étude sont très faibles et se comparent aux niveaux normalement observés dans les substrats sablonneux du plateau madelinien du golfe du Saint-Laurent (Loring 1978 ; Loring 1979). Les pourcentages de concentration de carbone organique mesurés dans la zone d'étude (< 1 %) sont également représentatifs des teneurs observées dans le même secteur (Loring et Nota 1973).

La Figure 5, qui illustre les résultats de l'analyse en composantes principales réalisée avec les paramètres physico-chimiques, résume bien la distribution des stations en fonction de ces paramètres. Le premier axe est caractérisée par la discrimination entre les monticules et les zones de référence tandis que la zone A se distingue sur le deuxième axe. Les deux premiers axes de l'ACP effectuée sur les données physico-chimiques expliquent 89,9 % de la variance totale. Ce sont les teneurs en COT, en azote ammoniacal dans les sédiments, en azote ammoniacal total dans l'eau interstitielle, en sulfures, la profondeur des stations et le sable très fin qui caractérisent la portion positive de l'axe 1 (expliquant 47,5 % de la variance), tandis que le sable très grossier et le potentiel d'oxydo-réduction qualifient la portion négative de ce même axe. Le deuxième axe (expliquant 42,4 % de la variance) est pour sa part représenté dans sa portion positive par le chrome, le nickel, le cobalt, le plomb, le vanadium et le zinc. Aucune variable ne semble caractériser la portion négative.

Les stations de référence (DEF), formant un groupe distinct, sont caractérisées par les variables qualifiant la portion positive de l'axe 1, tandis que les variables de la portion négative de ce même axe caractérisent les stations d'étude. Enfin, l'observation de l'axe 2 indique que les stations A1 à A3 forment un sous-groupe séparé des autres stations de la zone d'exposition et de celles de la zone de référence. Cela semble indiquer que les stations A contiennent plus de métaux que les autres stations (Figure 5).

Tableau 8 Résultats des bioessais Microtox^{MC} en phase solide et liquide, de fertilisation chez l'oursin et de survie de l'amphipode

Zone	Station	Microtox^{MC} phase solide [A]	Microtox^{MC} phase liquide	Oursin % de fertilisation moyen ± écart type (n = 4) [C]		Amphipode
		CI_{25}(mg séd. humide/L)	CI_{25}(%v/v)	Eau interstitielle non diluée	Eau de contrôle	% de survie moyen dans le sédiment entier ± écart type (n=5)
Monticulaire						
A	A1	45953	> 50	81,5 ± 7,3	89,8 ± 4,9	91 ± 10
	A2	>100000	> 50	90,0 ± 5,6	93,0 ± 2,4	95 ± 5
	A3	45636	> 50	74,3 ± 9,0	94,0 ± 1,6	94 ± 5
B	B1	>100000	27,2	83,8 ± 4,5	93,3 ± 3,2	93 ± 4
	B2	>100000	> 50	88,5 ± 3,8	92,8 ± 1,0	88 ± 8
	B3	>100000	nd [B]	90,8 ± 5,7	89,3 ± 3,9	93 ± 3 [E]
C	C1	>100000	> 50	76,0 ± 4,7	93,8 ± 7,5	91 ± 9
	C2	>100000	> 50	83,8 ± 4,3	94,5 ± 3,7	97 ± 3
	C3	>100000	> 50	75,3 ± 14,5	98,5 ± 1,0	91 ± 4
Référence						
D	D1 + D3	56466	> 50	51,0 ± 7,1 *	98,8 ± 0,5	89 ± 7
	D2 + D4	54985	> 50	55,8 ± 11,4 *	98,8 ± 1,5	95 ± 11
E	E1 + E3	>100000	> 50	49,0 ± 14,5 *	95,5 ± 3,1	94 ± 7
	E2 + E4	>100000	2	42,5 ± 8,3 *	97,5 ± 2,4	90 ± 7
F	F1 + F2	85460	> 50	68,3 ± 9,7 *	97,8 ± 1,9	91 ± 4
	F3 + F4	84881	1,2	46,0 ± 14,3 *	97,5 ± 1,7	91 ± 7
Sédiment de contrôle		na [D]	na	na	na	92 ± 4

[A] Même si le critère de succès/échec pour le bioessai Microtox^{MC} en phase solide a été établi à partir de la CI_{50}, les résultats présentés dans le tableau ci-dessus ont été exprimés en CI_{25} car les CI_{50} n'ont pas révélé de toxicité pour les échantillons de la zone d'étude ou de référence.

[B] nd = non déterminé.

[C] * = Pourcentage de fertilisation au moins 25% inférieur et significativement différent de celui mesuré pour l'eau témoin ($p < 0,05$).

[D] na = ne s'applique pas.

[E] Pour cette station B3, n = 4.

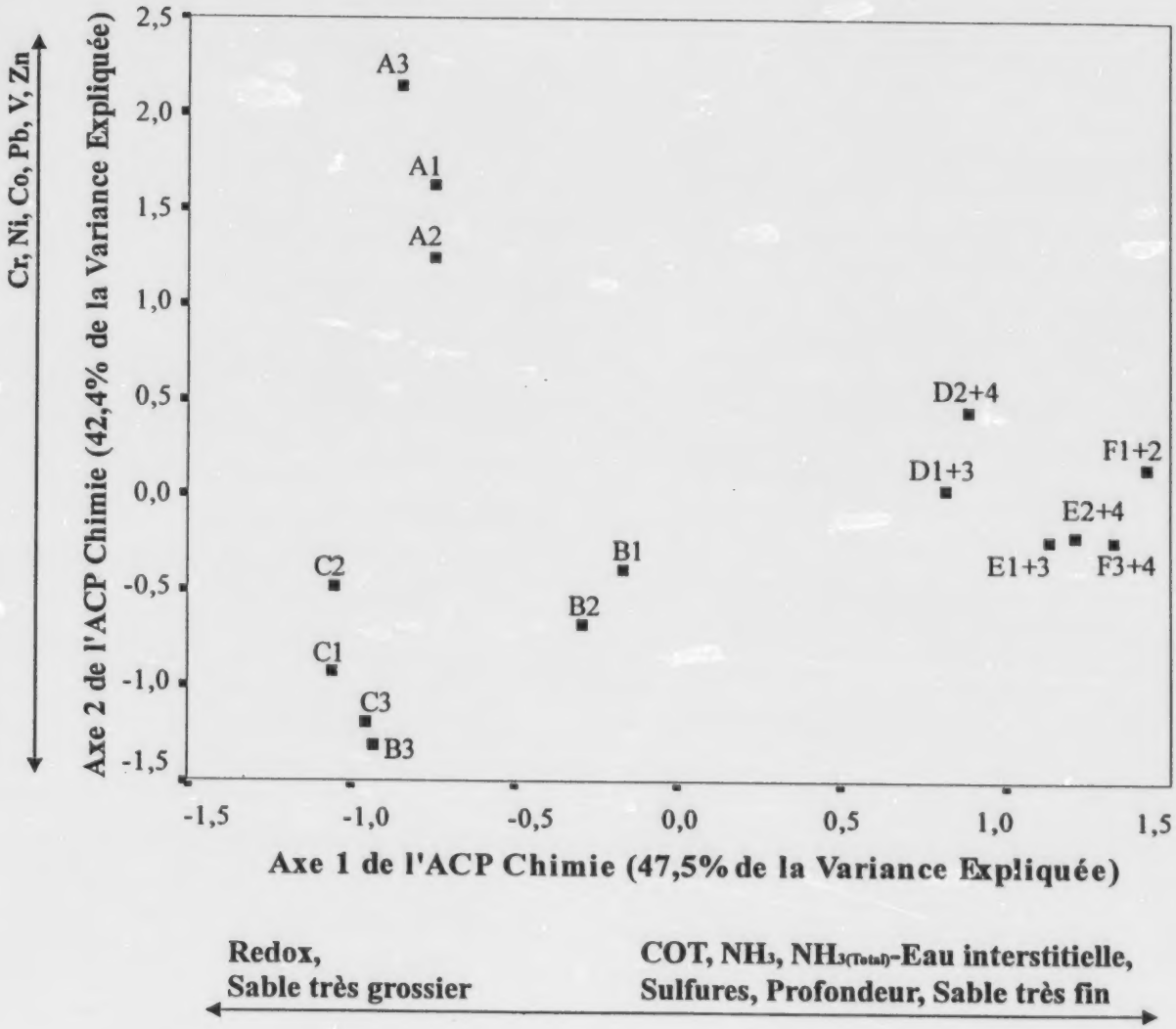


Figure 5 **Pointages obtenus lors de l'analyse en composantes principales (ACP) réalisée avec les caractéristiques physico-chimiques des sédiments**

3.4. Comparaison des résultats des bioessais entre les zones et facteurs pouvant expliquer la toxicité

À l'exception du test mesurant le taux de fertilisation chez l'oursin, aucun bioessai n'a montré de réponses toxiques significativement différentes entre les monticules et les zones de référence (Tableau 8) . En ce qui concerne l'essai sur les oursins, les zones de référence présentent une inhibition de la fertilisation significativement plus élevée que les zones d'étude. Les facteurs pouvant expliquer cette toxicité des sédiments des zones de référence pour les oursins sont la teneur en carbone organique total (COT), les concentrations de sulfures et d'azote ammoniacal total dans les sédiments et dans l'eau interstitielle et la plus forte teneur en sable très fin dans les sédiments. En effet, la fertilisation chez l'oursin montrait une relation négative avec tous ces paramètres (Tableau 9), ce signifie que la fertilisation diminuait avec l'augmentation des teneurs de ces derniers dans les sédiments. Les comparaisons des paramètres physico-chimiques entre les zones (Annexe I et Annexe H) ont également démontré que tous ces paramètres se retrouvent en concentration significativement plus élevée dans les zones référence.

Tableau 9 Corrélations de Pearson entre les paramètres physico-chimiques des sédiments et les résultats de l'essai sur l'oursin de mer

Paramètres	Coefficient de corrélation [1]	*p* [2]	N [3]
Cobalt	0,010	0,486	15
COT	**-0,903**	0,000002	15
Chrome	-0,089	0,376	15
Profondeur	**-0,855**	0,000	15
NH_3 dans les sédiments	**-0,863**	0,00002	15
NH_3 non ionisée (20°C) dans l'eau interstitielle	**-0,687**	0,0023	15
NH_3 total dans l'eau interstitielle	**-0,833**	0,00006	15
Nickel	0,049	0,432	15
Plomb	0,130	0,323	15
Potentiel REDOX	**0,821**	0,000	15
Sable	0,391	0,075	15
Sulfures	**-0,909**	0,000001	15
Vanadium	0,181	0,260	15
Sable très fin	**-0,767**	0,000	15
Sable grossier	**0,540**	0,019	15
Zinc	0,051	0,429	15

[1] Les chiffres en gras indiquent une corrélation statistiquement significative.

[2] *p*: probabilité.

[3] N: taille de l'échantillon.

3.5. Activité exoenzymatique *in situ*

Lors de l'échantillonnage des sédiments, les zones de référence (D, E et F) démontraient une activité exoenzymatique *in situ* significativement plus élevée que celle mesurée dans la zone d'étude (Figure 6 et Annexe I). À l'intérieur de chacune des deux zones, l'activité exoenzymatique mesurée variait peu entre les stations d'échantillonnage à l'exception du monticule B qui présentait une activité plus élevée que les monticules A et C.

+10

Tableau 9 Corrélations de Pearson entre les paramètres physico-chimiques des sédiments et les résultats de l'essai sur l'oursin de mer

Paramètres	Coefficient de corrélation [1]	*p* [2]	N [3]
Cobalt	0,010	0,486	15
COT	**-0,903**	0,000002	15
Chrome	-0,089	0,376	15
Profondeur	**-0,855**	0,000	15
NH_3 dans les sédiments	**-0,863**	0,00002	15
NH_3 non ionisée (20°C) dans l'eau interstitielle	**-0,687**	0,0023	15
NH_3 total dans l'eau interstitielle	**-0,833**	0,00006	15
Nickel	0,049	0,432	15
Plomb	0,130	0,323	15
Potentiel REDOX	**0,821**	0,000	15
Sable	0,391	0,075	15
Sulfures	**-0,909**	0,000001	15
Vanadium	0,181	0,260	15
Sable très fin	**-0,767**	0,000	15
Sable grossier	**0,540**	0,019	15
Zinc	0,051	0,429	15

[1] Les chiffres en gras indiquent une corrélation statistiquement significative.

[2] *p*: probabilité.

[3] N: taille de l'échantillon.

3.5. Activité exoenzymatique *in situ*

Lors de l'échantillonnage des sédiments, les zones de référence (D, E et F) démontraient une activité exoenzymatique *in situ* significativement plus élevée que celle mesurée dans la zone d'étude (Figure 6 et Annexe I). À l'intérieur de chacune des deux zones, l'activité exoenzymatique mesurée variait peu entre les stations d'échantillonnage à l'exception du monticule B qui présentait une activité plus élevée que les monticules A et C.

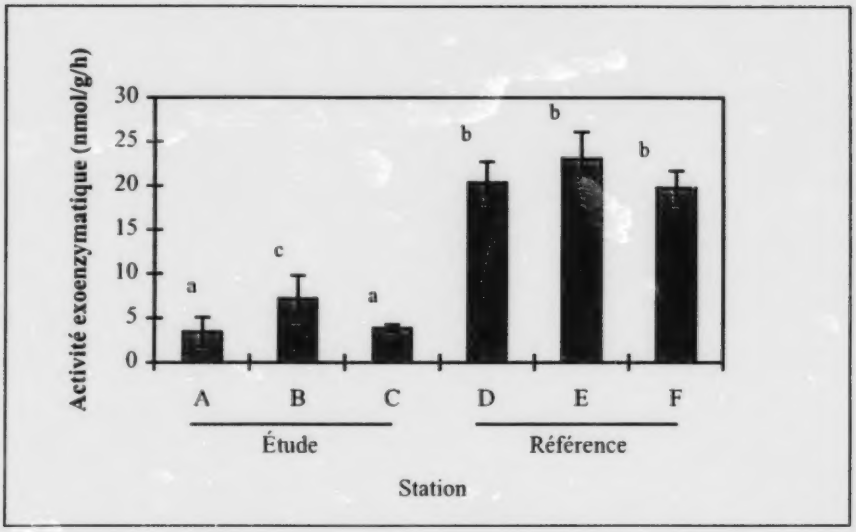


Figure 6 **Activité exoenzymatique *in situ* des sédiments du dépôt D et des zones de référence.**

Les barres montrant les mêmes lettres indiquent que les résultats ne sont pas significativement différents ($p<0,05$).

Il a été démontré qu'il existe une relation entre l'activité exoenzymatique et la teneur en COT des sédiments, c'est-à-dire que plus la concentration en COT dans le sédiment est élevée, plus grande est l'activité exoenzymatique (Lee et Tay 1998). Cette relation est également observée dans la présente étude : les teneurs en COT des zones de référence, qui démontrent une plus grande activité exoenzymatique, sont significativement plus élevée que celles des zones d'étude. Pour ces dernières, la zone B est celle dont les sédiments contiennent le plus de COT et celle qui démontre une activité exoenzymatique significativement plus élevées comparativement aux monticules A et C. Les analyses statistiques démontrent que l'activité exoenzymatique est corrélée positivement avec la teneur en COT, en plus de la profondeur des stations, de la concentration en azote ammoniacal total dans les sédiments, de la concentration en azote ammoniacal total et non ionisé dans l'eau interstitielle, de la concentration de sulfures et du pourcentage en sable très fin (Annexe K). Il est intéressant de noter que toutes ces variables

caractérisent les sédiments des zones de référence, où l'activité exoenzymatique était la plus élevée.

3.6. Communauté d'invertébrés benthiques

3.6.1. Description des résultats

L'abondance relative des principaux groupes taxinomiques suivait un même patron global peu importe les zones considérées, les échinodermes et les mollusques étant les groupes les plus importants à toutes les zones. Les proportions relatives des organismes appartenant à chacun des groupes variaient cependant entre les zones (Figure 7). La zone d'étude C, par exemple, se distinguait des autres par la prépondérance des mollusques sur les échinodermes et par la présence plus marquée des crustacés. Les zones d'étude A et B partageaient des caractéristiques de populations semblables. Parmi les zones de référence, D et F étaient les plus similaires. La zone E, pour sa part, s'apparentait plus aux zones d'étude A et B qu'aux autres zones de référence.

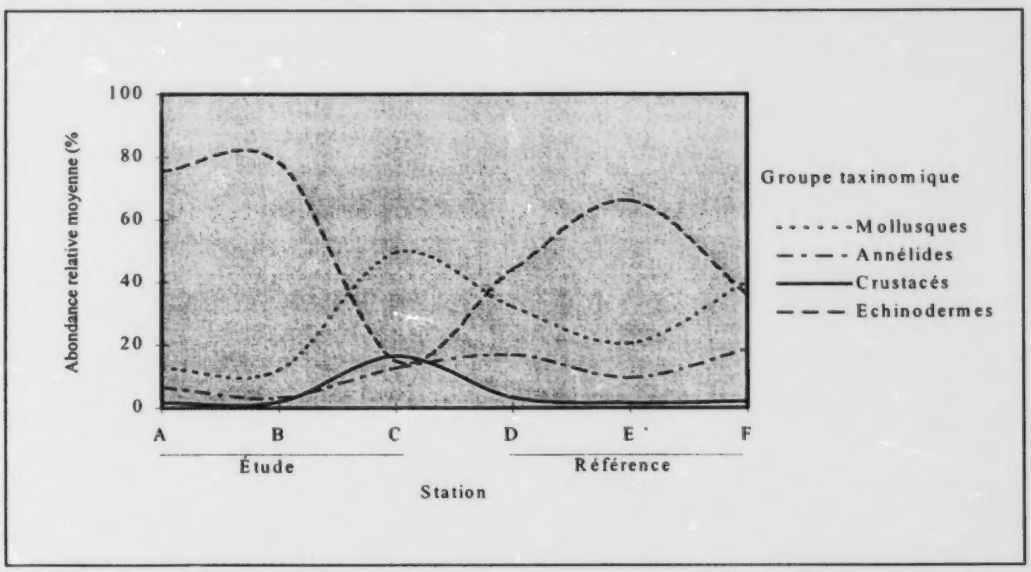


Figure 7 **Abondance relative des grands groupes d'invertébrés benthiques dans les six zones d'échantillonnage**

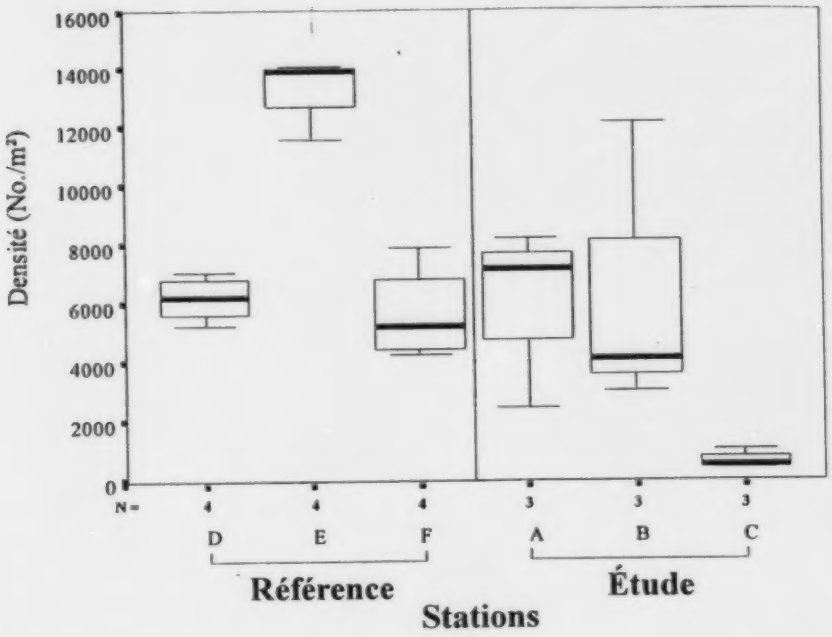
Le calcul des différentes variables descriptives telles que la densité moyenne des principaux grands groupes taxinomiques, la richesse taxinomique, la diversité et la régularité a également permis de mettre en évidence des distinctions entre les communautés benthiques des zones échantillonnées (Figure 8 et Tableau 10).

Dans les zones d'étude, la zone C (le plus récent monticule) diffère significativement des zones de référence et ce en terme de densité. Toutes proportions gardées, la densité n'est pas significativement différente pour les zones A, B et C même si les zones A et B présentent une plus forte densité et ce principalement à cause de la forte abondance des oursins plats. Ceci fait en sorte que les indices de diversité de A et B sont plus faibles que celle de C. Aucune différence significative n'a par contre été observée pour cette variable.

Au niveau des zones de référence, aucune différence significative est observée au niveau de la densité et de la diversité, malgré une plus forte densité de la zone E, causée par la présence de nombreux oursins plats. Ceci peut également expliquer la plus faible diversité de cette zone.

Les autres indices, i.e. de régularité et de richesse taxinomique, apportent peu d'information additionnelle étant donné qu'il n'y a aucune différence significative entre les zones étudiées.

Figure 8 **Graphique de type "Box et Whisker" pour la densité, la richesse taxinomique, la diversité et la régularité des invertébrés benthiques**



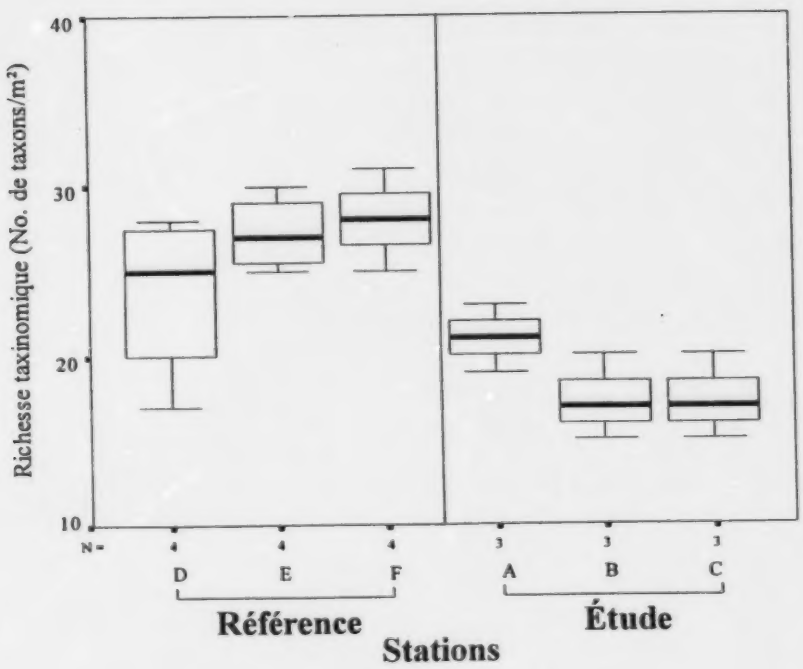
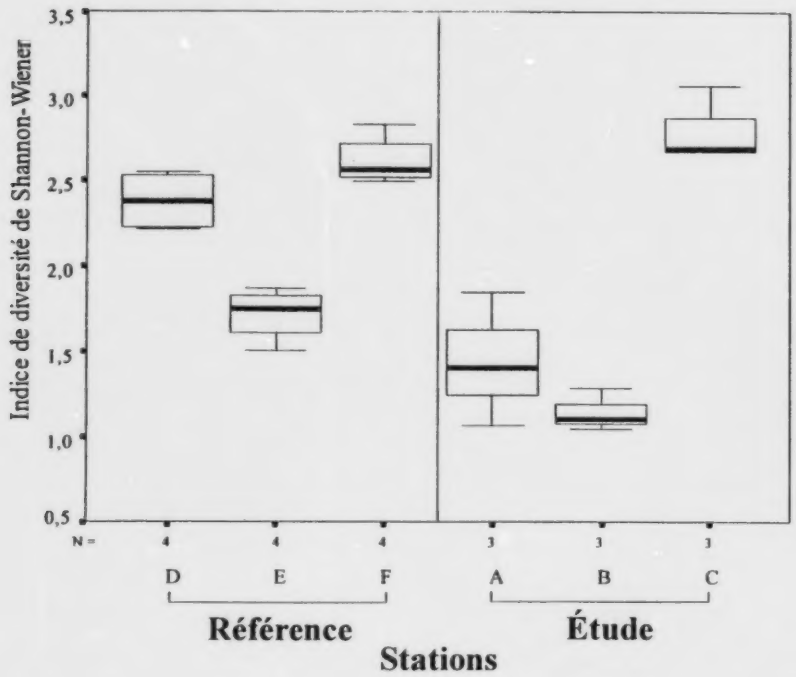


Figure 8 **Graphique de type "Box et Whisker" pour la densité, la richesse taxinomique, la diversité et la régularité des invertébrés benthiques (suite)**



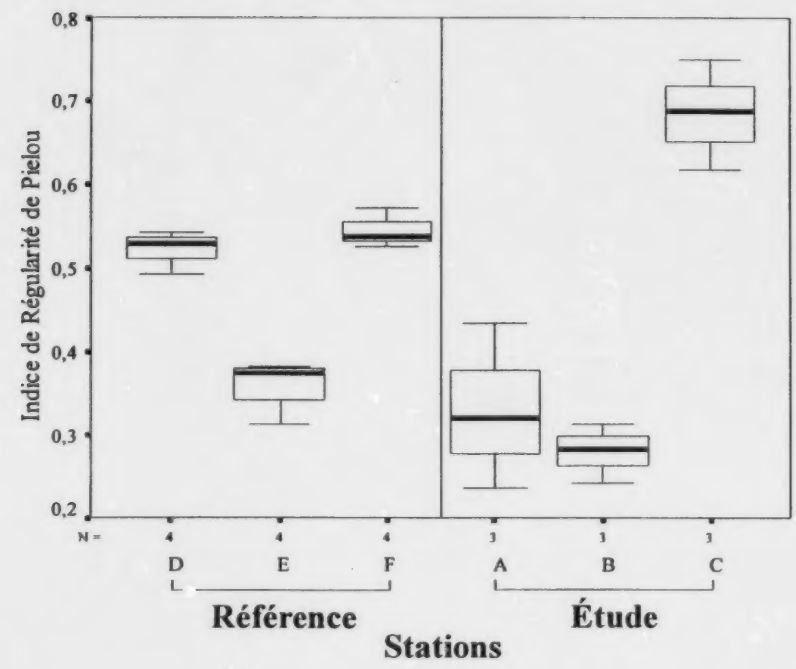


Tableau 10 Valeurs moyennes des variables descriptives des organismes benthiques récoltés dans les six zones d'échantillonnage

	Zones d'étude			Zones de référence		
	A	B	C	D	E	F
Nombre d'échantillons	3	3	3	4	4	4
Densité (nbre/m²)	5880,74	6361,48	572,22	6173,48	13344,09	5604,89
écart type	3094,3	4986,36	352,93	787,36	1189,29	1635,14
	ab*	ab	b	a		
Diversité (H')	1,44	1,14	2,81	2,38	1,72	2,61
écart type	0,39	0,12	0,22	0,18	0,16	0,15
	a	a	a	a		
Régularité (J)	0,33	0,28	0,69	0,54	0,36	0,54
écart type	0,10	0,04	0,07	0,02	0,03	0,02
	a	a	a	a		
Richesse taxinomique (nbre taxons/m²)	21,00	17,33	17,33	23,75	27,25	28
écart type	2,00	2,52	2,52	4,99	2,22	2,45
	a	a	a	a		

* Note: Les valeurs moyennes montrant les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes selon les analyses de variance $p<0,05$.

L'examen de la distribution des invertébrés benthiques dans chacune des zones selon leur mode alimentaire révèle la très forte dominance des détritivores de surface représentés majoritairement par les oursins plats et par les tellines naines du nord (Tableau 11 et Annexe J). Les oursins plats sont souvent associés aux habitats sablonneux où les diatomées abondent (Steele 1986). Ces oursins dont les larves planctoniques se sont vraisemblablement déposées pendant l'été sont abondants partout sauf dans la zone C. Il est probable que ces larves aient été enfouies sous les déblais de dragage immergés en août 1997 à cet endroit.

Tableau 11 Distribution relative des invertébrés benthiques dans les zones d'étude et de référence selon leur mode d'alimentation

	Zones d'étude			Zone de référence		
Mode d'alimentation	**A**	**B**	**C**	**D**	**E**	**F**
Carnivores	7,7	3,6	16,1	14,7	7,7	14,3
Détritivores de sous-surface	0,1	0,2	1,4	0,5	0,2	1,1
Filtreurs	1,9	2,8	19,2	3,3	2,0	3,7
Détritivores de surface	90,3	93,4	62,9	81,4	90,1	80,9
Autres	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0
Abondance totale (%)	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Une proportion importante de carnivores et de nécrophages se nourrissant très certainement de ces proies abondantes est présente dans les zones A et B (surtout *Nephtys bucera* et *Ilyanassa trivittata*) et dans les zones de référence D, E et F (surtout *Nephtys caeca* et *Ilyanassa trivittata*). La zone C affiche une proportion d'organismes filtreurs supérieure à celle de toutes les autres zones et les carnivores qui y ont été prélevés étaient surtout des Némertes. Le cumacé *Pseudoleptocuma minor* et le bivalve *Arctica islandica* dominaient la catégorie des filtreurs à la zone C tout en étant également abondants dans les autres zones.

3.6.2. Influence des paramètres de support

La composition granulométrique des échantillons de sédiments prélevés sur le terrain révèle des différences significatives entre les zones (Annexe I). En effet, l'apport de nouveaux sédiments dans les zones d'étude a entraîné une plus forte proportion de sable de granulométrie moyenne (0,25 à 0,5 mm). Cette caractéristique semble plus évidente à la zone C où des déblais de dragage ont été déposés en 1997. À l'opposé, les zones de référence, surtout la zone D, affichent des proportions de sable très fin significativement plus élevées. Quant aux composés chimiques, les teneurs en azote ammoniacal, provenant de la dégradation biologique et en carbone

organique total (COT), reflétant la quantité de matière organique dans les sédiments, sont en général significativement plus élevées dans les sédiments des zones de référence. Ces composés sont souvent associés aux sédiments fins retrouvés en grande quantité dans ces zones. L'azote ammoniacal pourrait provenir d'une décomposition bactérienne décelable aux odeurs et aux traces noirâtres notées dans les sédiments des zones de référence. D'autre part, la matière organique servant de nourriture aux organismes peut probablement expliquer la grande quantité de détritivores de surface qui y ont été récoltés dans la zone de référence. En dernier lieu, la profondeur des stations des zones de référence semble plus grande que celle des stations des zones d'étude, quoique que non significativement différente. Une augmentation de la profondeur peut entraîner une diminution de la luminosité et, par conséquent, des changements sur l'ensemble de la chaîne trophique.

3.6.3. Analyses des correspondances

De façon plus précise, l'analyse des correspondances (AC) a permis de mettre en évidence les différences de structure des communautés benthiques entre les zones d'étude et de référence (Figure 9). L'axe principal permet de distinguer les stations d'étude de celles de référence. La portion négative du premier axe (Axe 1 AC Benthos) est caractérisée principalement par les taxons *Arctica islandica* (bivalve), *Ilyanassa trivittata* (gastéropode), *Euspira heros* (mollusque), *Glycera dibranchiata* (polychète), *Nephtys caeca* (polychète), *Spiophanes bombyx* (polychète), *Pseudoleptocuma minor* (crustacé), *Edotea montosa* (crustacé), *Echinarachinus parma* (échinoderme) et les larves de polychètes (Ampharetidae-Maldanidae). Les taxons *Arctica islandica, Ilyanassa trivittata, Euspira heros, Echinarachinus parma* et les larves de polychètes (Ampharetidae-Maldanidae) sont les plus abondants dans les stations de référence E et F. Ils sont également présents dans les autres stations mais en abondance décroissante de la station D aux stations d'étude. Pour les autres taxons, on remarque une abondance un peu plus marquée dans les stations D que dans les stations E et F.

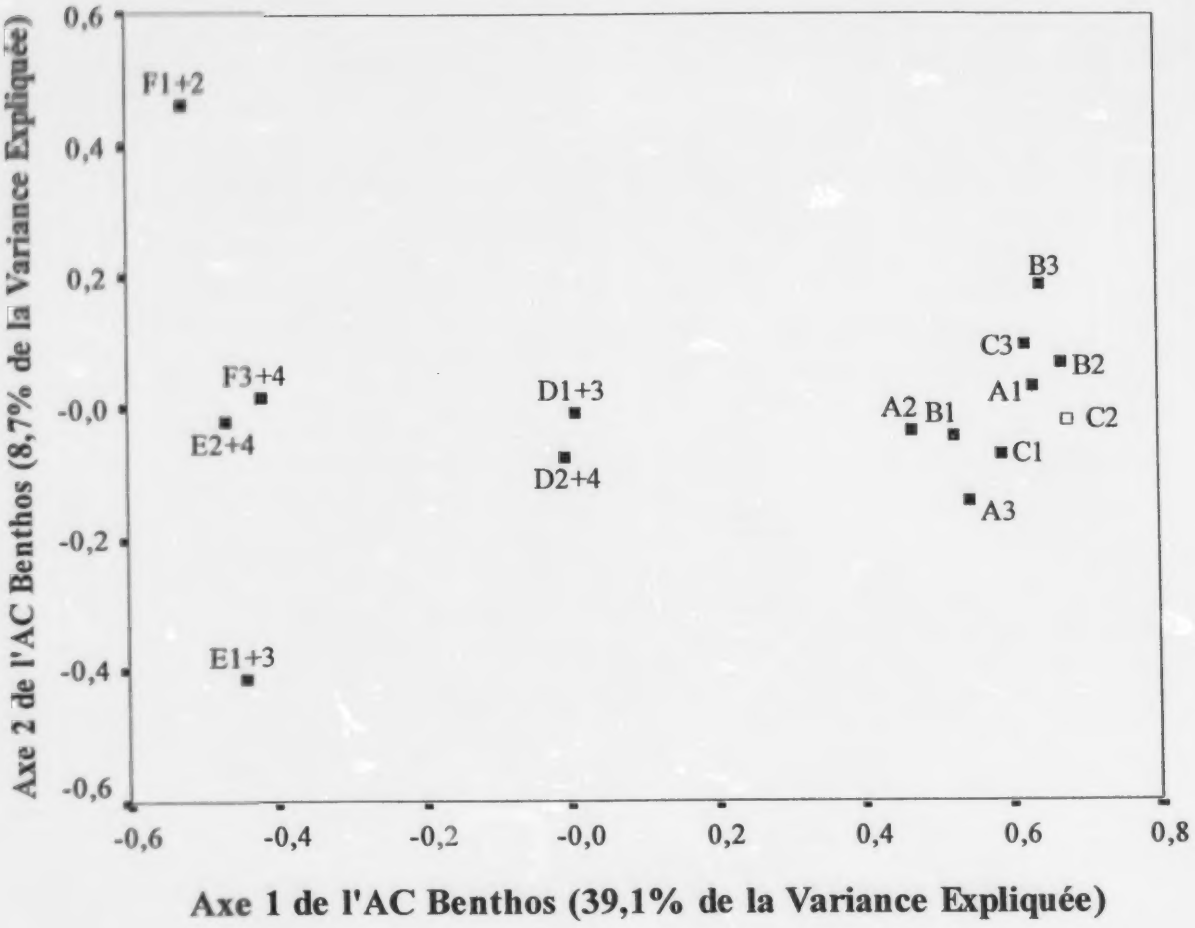
Les taxons représentatifs de la portion positive de cet axe (Polycladida, Tellinidae, Dorvilleidae, *Dulichia monacantha* et *Leptognathia gracilis*) n'apportent pour leur part aucune

information additionnelle pertinente. En effet, ces taxons sont marginaux dans moins du tiers des échantillons. L'analyse de variance effectuée sur les pointages de l'axe 1 Benthos indique une différence significative dans la structure de la communauté benthique des diverses zones de référence (Annexe I). Tel que discuté précédemment, la zone D semble se différencier des deux autres zones de référence et ce en terme d'abondance des taxons.

En ce qui a trait à l'axe 2 (Axe 2 Ac Benthos), il n'ajoute aucune information supplémentaire puisque que les échantillons sont relativement peu étendue le long de cet axe, mis à part E1+E3 et F1+F2. Aucun taxon représentatif de ces stations ne caractérise l'axe 2. Une différence significative est par contre observée entre les espèces présentes dans les différentes zones de référence (Annexe I).

L'Annexe I présente le pointage, la contribution et la corrélation des taxons sur les axes de l'analyse de correspondances.

Figure 9 **Distribution des échantillons sur les deux premiers axes de l'AC réalisée avec l'abondance des organismes benthiques**



3.7. Approche en triade

Tel que mentionné précédemment, l'approche en triade de Green et Montagna (1996) a été utilisée afin d'évaluer les interrelations entre les données chimiques, toxicologiques et benthiques. Dans un premier temps, des analyses en composantes principales et des correspondances ont été réalisées sur les données de chimie et de benthos respectivement afin d'expliquer de quelle manière les différentes variables s'associaient entre elles et lesquelles caractérisaient le mieux les différentes zones à l'étude. Les relations entre la chimie et la structure de la communauté benthique, entre la chimie et la toxicologie (fertilisation chez l'oursin et activité exoenzymatique) et entre cette dernière et la structure de la communauté benthique sont présentées ci-dessous.

3.7.1. Relation entre la chimie et la structure de la communauté benthique

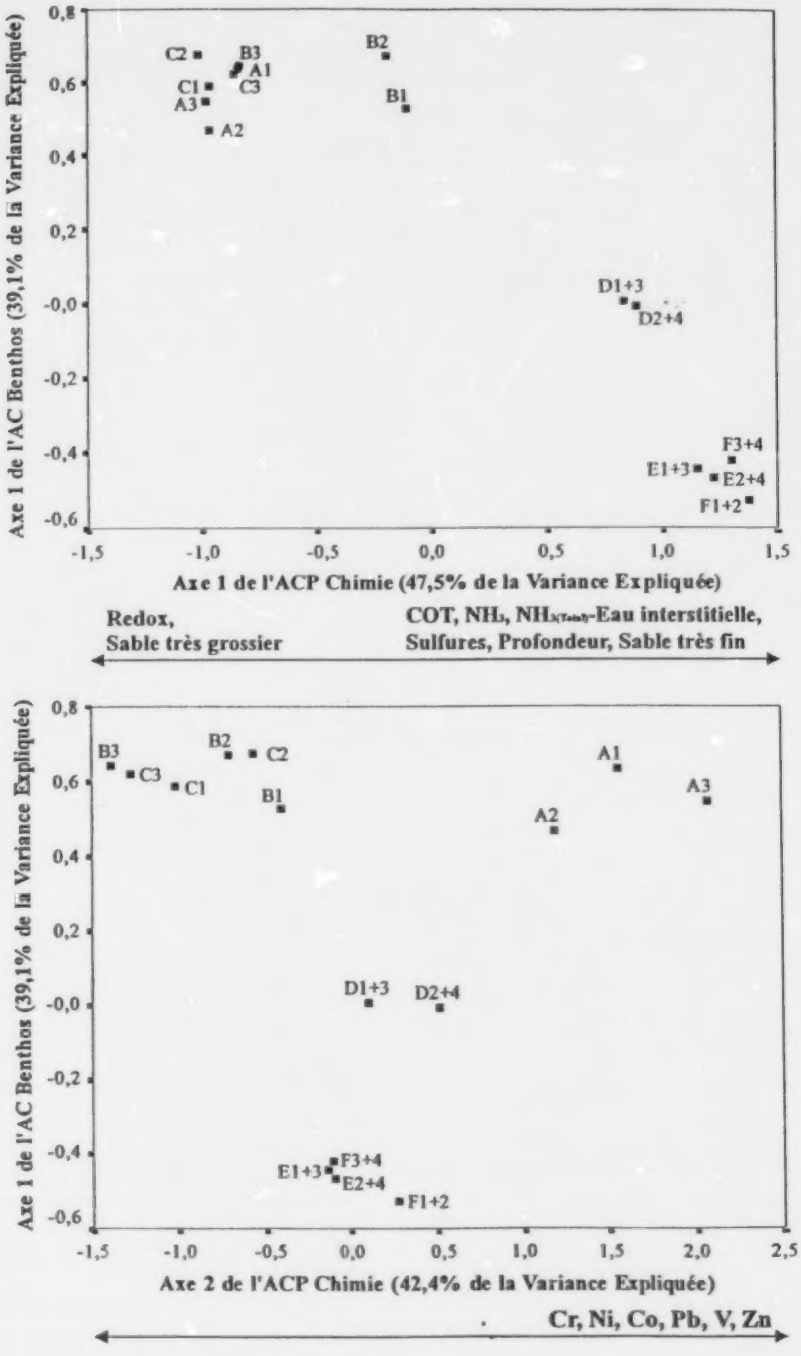
Les corrélations de Pearson (Annexe K) entre les composantes chimique et benthique ont révélées que la relation entre l'axe 1 de l'ACP chimie (portion négative : potentiel redox et particules de sable grossières, portion positive : carbone organique total, azote ammoniacal total dans les sédiments et dans l'eau interstitielle, profondeur des stations et sulfures) et le premier axe de l'AC benthos (portion négative : taxons plus abondants dans les stations de référence E et F, portion positive : mêmes taxons mais en plus faible abondance dans les stations d'étude) était statistiquement significative (p=1,57E-08). On observe trois groupes bien distincts (Figure 10), soit les stations d'étude A, B et C, les stations de référence D et ensuite E et F. Cette relation semble démontrer que les taxons présents aux stations d'étude préfèrent un substrat plus grossier avec un potentiel d'oxydoréduction élevé, tandis que les taxons retrouvés aux stations de référence aiment mieux un substrat plus fin, dans ce cas-ci accompagné d'une plus forte concentration de sulfures, de COT et d'azote ammoniacal et d'une plus grande profondeur (différence de profondeur entre 2 et 4 m). Comme ce sont les mêmes taxons qui caractérisent les

deux zones, mais en plus faible abondance dans la zone d'étude, la structure de la communauté benthique semble être contrôlée par la nature du substrat et non la présence de métaux.

La relation entre la structure de la communauté benthique et l'axe 2 chimie vient appuyée cette hypothèse. En effet, l'axe benthos 1 n'est pas corrélé avec l'axe 2 chimie ($p = 0,4725$), qui est caractérisé par les teneurs en chrome, nickel, cobalt, plomb, vanadium et zinc (Annexe K). Ce résultat semble supporter le fait que les concentrations de chrome, nickel, plomb et zinc ne dépassaient pas les critères et normes établis pour l'immersion de sédiments en mer et qu'ils n'ont pas d'influence significative sur les organismes benthiques.

Il n'a pas été jugé pertinent de mettre en relation les variables chimiques avec l'axe 2 de l'AC benthos étant donné que celui-ci ne donnait aucune information pertinente sur la structure de la communauté benthique.

Figure 10 **Pointages de l'analyse des correspondances (AC) réalisée avec les caractéristiques de la communauté benthique et les pointages obtenus lors de l'analyse en composantes principales (ACP) réalisée avec les caractéristiques physico-chimiques des sédiments**



3.7.2. Relation entre les paramètres physico-chimiques et toxicologiques des sédiments

La relation entre l'axe 1 de l'ACP chimie et la fertilisation de l'oursin est statistiquement significative (p = 2,25E-06, Annexe K). La position des stations dans l'espace ACP indique une relation négative jumelée à un gradient allant des stations d'étude aux stations de référence (Figure 11). La fertilisation chez l'oursin semble diminuer avec la diminution de la taille des particules de sédiments, la concentration d'azote ammoniacal dans le sédiments et dans l'eau interstitielle, la concentration de sulfures et la teneur en carbone organique total. En effet, tel que mentionné précédemment, la fertilisation de l'oursin était bel et bien significativement plus faible dans les zones de référence. De plus, les corrélations de Pearson effectuées entre la fertilisation de l'oursin et les concentrations des substances mentionnées et la granulométrie des sédiments sont significativement négatives (Annexe K), i.e. plus les concentrations augmentent, plus la fertilisation diminue.

L'activité exoenzymatique est elle aussi corrélée avec l'axe 1 ACP chimie mais de façon positive (p = 3,36E-07, Annexe K). La Figure 11 semble indiquer que l'activité augmente en fonction de la concentration en azote ammoniacal, en sulfures, des particules fines de sable ainsi que du potentiel redox. Les corrélations de Pearson appuient cet énoncé (Annexe K).

Si on met en relation la fertilisation chez les oursins et l'activité exoenzymatique, on constate qu'il y a une corrélation négative (p = 2,49E-05, Annexe K). En effet, pour les stations où la fertilisation était inhibée, soit les stations de référence, on observe une plus forte activité exoenzymatique (Figure 12). À la lumière de la relation entre ces deux indicateurs biologiques et la chimie, la nature du substrat et la concentration d'azote ammoniacal et de sulfures semblent expliquer cette observation. La fertilisation est corrélée négativement avec les concentrations d'azote ammoniacal et de sulfures et les fines particules de sédiments tandis que l'activité exoenzymatique est corrélée de façon positive avec ces variables (Annexe K).

Figure 11 **Relation entre l'ACP Chimie et la fertilisation chez l'oursin et l'activité exoenzymatique *in situ***

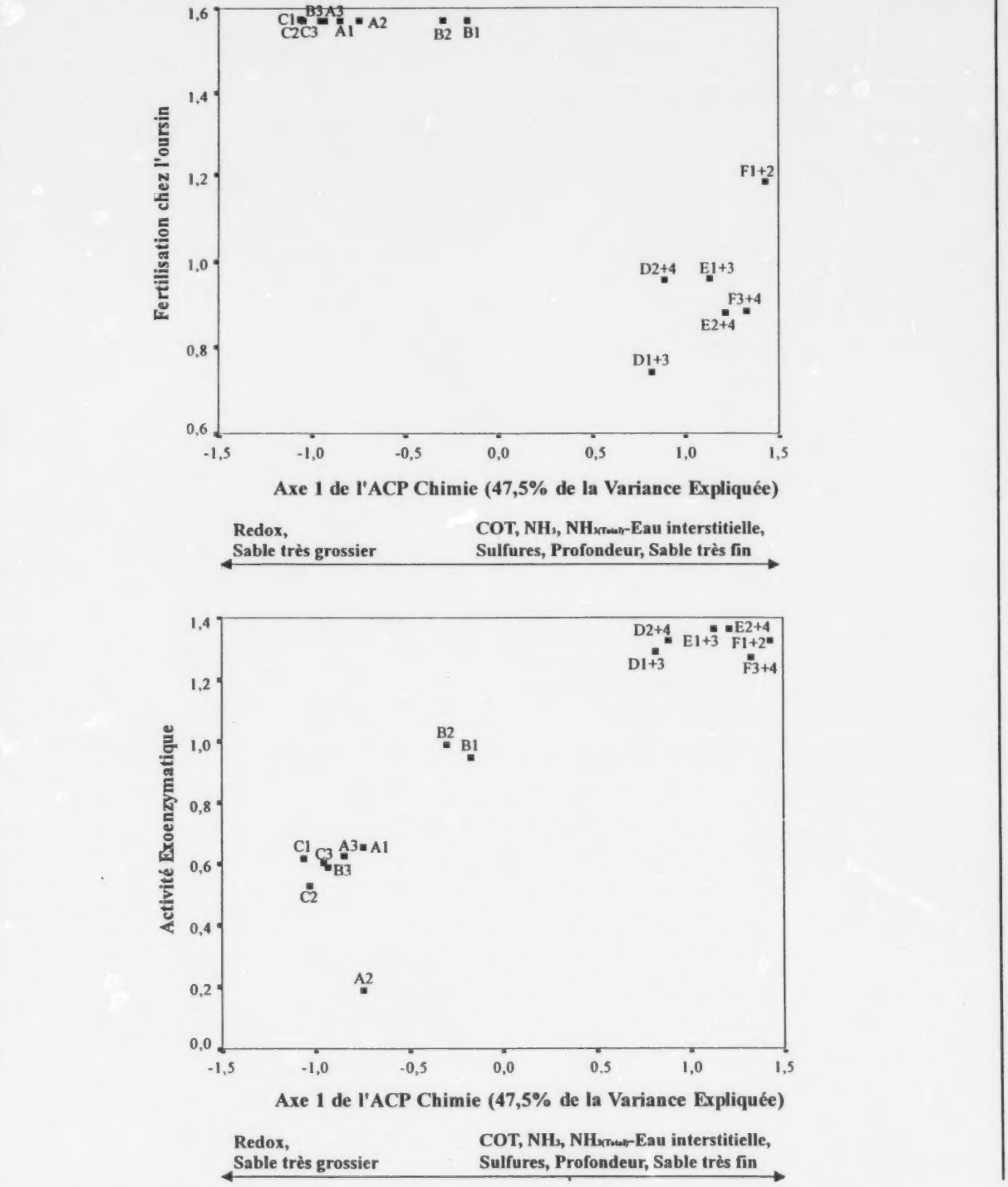
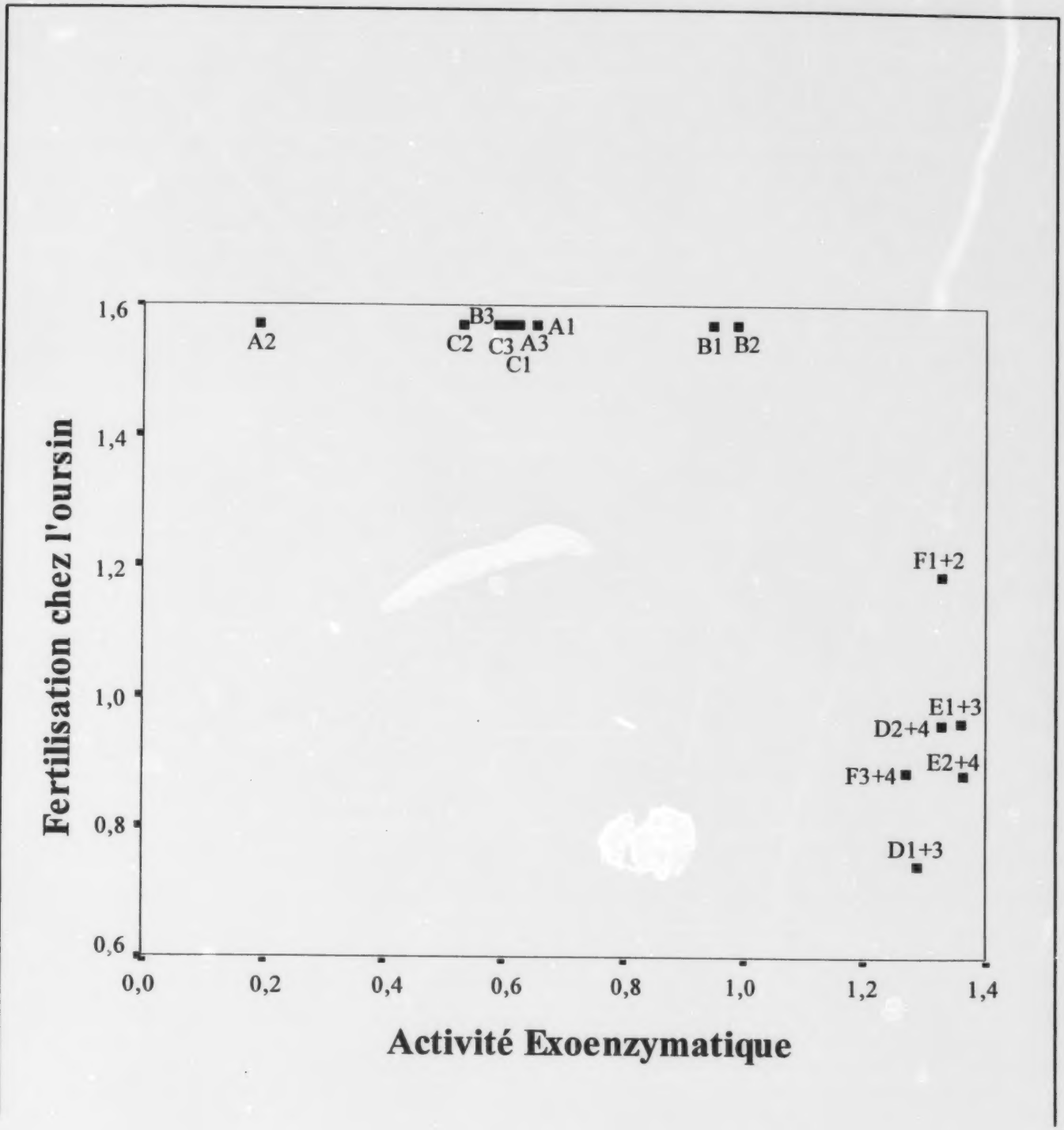


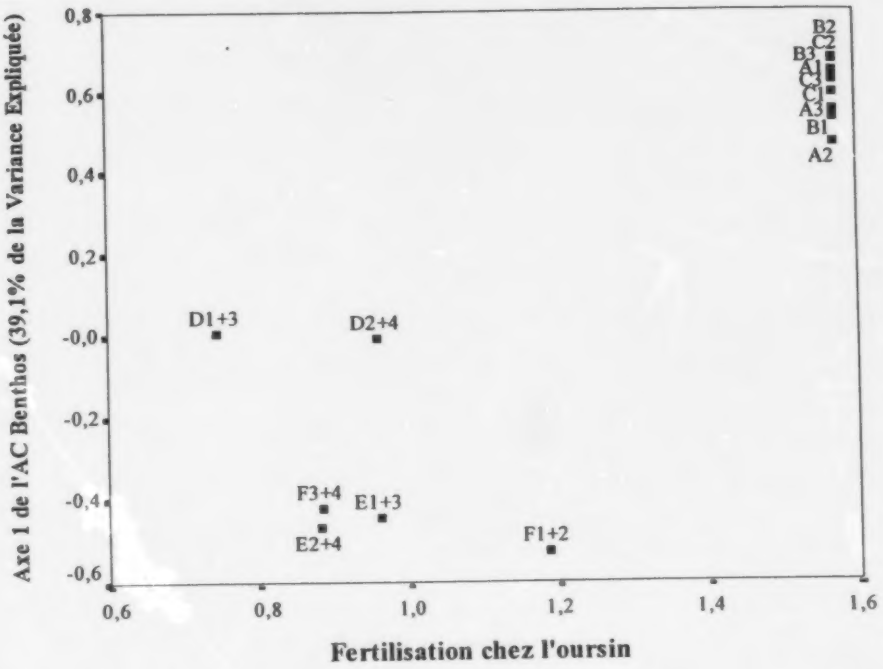
Figure 12 **Relation entre la fertilisation chez l'oursin et l'activité exoenzymatique *in situ***

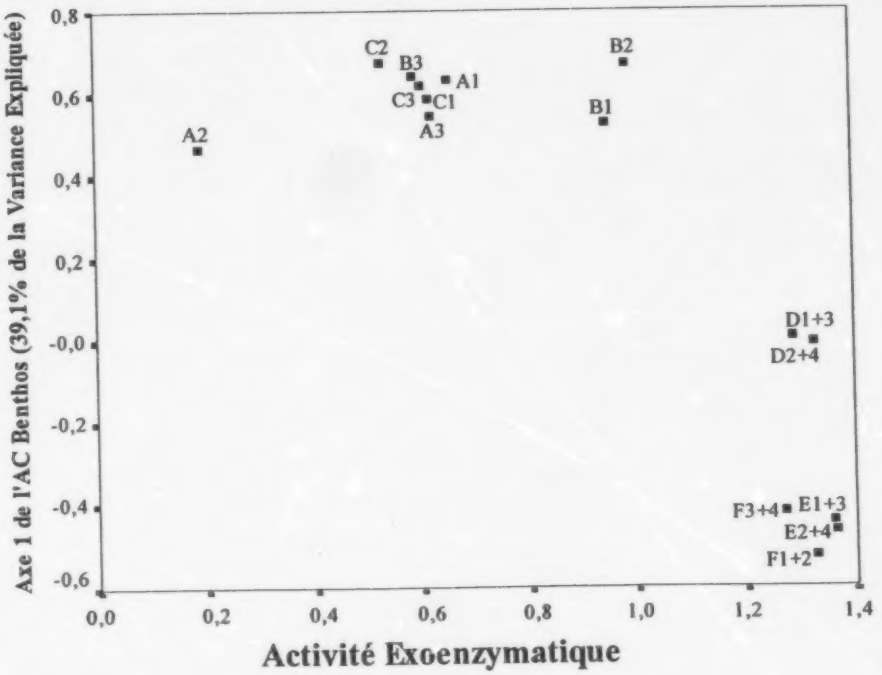


3.7.3. Relation entre l'axe 1 de l'AC benthos et les paramètres toxicologiques

Les corrélations de Pearson démontrent une relation positive ($r = 0,872$, $p = 1,15E-05$, Annexe K) entre la fertilisation et l'axe 1 de l'AC benthos et une relation négative ($r = -0,83$, $p = 6,32E-05$, Annexe K) entre cet axe et l'activité exoenzymatique *in situ*. La position des stations dans l'espace AC indique que la fertilisation chez l'oursin est plus faible pour les stations de référence où plus de taxons sont retrouvés, tandis que la fertilisation est plus élevée pour les stations où les taxons formant l'axe benthos sont moins abondants. L'inverse est observé pour l'activité exoenzymatique (Figure 13). Encore une fois, la nature du substrat et les concentrations de substances toxiques d'origine dite naturelle peuvent expliquer ces relations. La fertilisation chez l'oursin semble être inhibée par de fortes concentrations de carbone organique total, d'azote ammoniacal dans les sédiments et l'eau interstitielle, de sulfures et par de fines particules de sédiments, tandis que l'activité exoenzymatique s'en trouve stimulée et que les taxons formant l'axe 1 benthos préfèrent un sédiment caractérisé par ces variables.

Figure 13 **Relations entre l'axe 1 de l'AC Benthos et la fertilisation chez l'oursin et l'activité exoenzymatique *in situ***

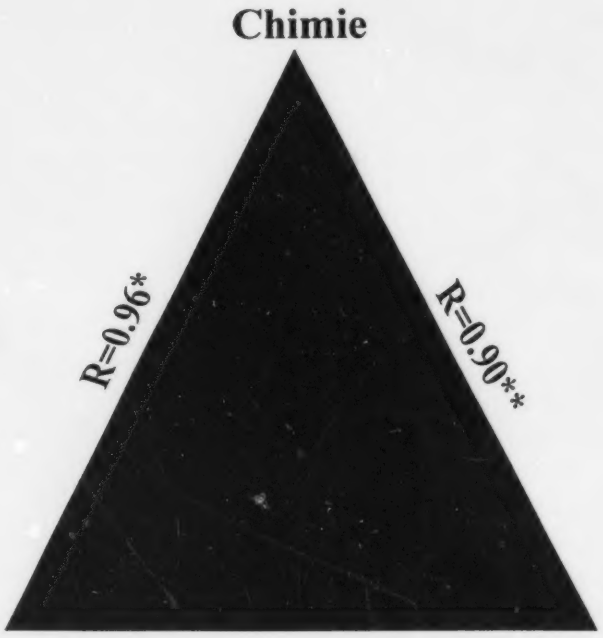




3.7.4. Conclusion de l'approche en triade

Les coefficients de corrélations multiples ont par la suite été testés avec les tests de sphéricité de Bartlett de manière à vérifier l'hypothèse nulle voulant qu'il n'y ait pas de relation entre les trois composantes de la triade (Figure 14). L'hypothèse nulle a été rejetée ($p<0,001$), ce qui signifie qu'il existe bel et bien des relations entre les trois composantes de la triade. Les relations entre les trois composantes prises deux par deux sont également statistiquement significatives (Annexe K).

Figure 14 Approche en triade pour évaluer le qualité des sédiments



Test de Sphéricité de Bartlett = 48.97 (p<0.001)

*** la relation entre les axes 1 et 2 de l'ACP Chimie et de l' axe 1 de l'AC Benthos est statistiquement significative. Les axes 1 et 2 de l'ACP Chimie représente un gradient de COT, NH_3, $NH_{3(Total)}$-Eau Interstitielle, sulfures, profondeur, sable très fin, potentiel redox et sable très grossier (Axe 1) et un gradient de chrome, nickel, cobalt, plomb et zinc (Axe 2).**

**** la relation entre les axes 1 et 2 de l'ACP Chimie et la fertilisation chez l'oursin (toxicité) est statistiquement significative. Les axes 1 et 2 de l'ACP Chimie représente un gradient de COT, NH_3, $NH_{3(Total)}$-Eau Interstitielle, sulfures, profondeur, sable très fin, potentiel redox et sable très grossier (Axe 1) et un gradient de chrome, nickel, cobalt, plomb et zinc (Axe 2).**

***** la relation entre les axes 1 et 2 de l'AC Benthos et la fertilisation chez l'oursin (toxicité) est statistiquement significative.**

4. Discussion

4.1. Résultats de terrain et analyses physico-chimiques

Les analyses statistiques réalisées sur les différentes variables de terrain et physico-chimiques à l'étude ont démontré des différences significatives entre les zones de référence et d'étude.

Premièrement, un des objectifs de l'étude était de déterminer si la charge de contaminants dans les sédiments était égale à, plus grande que, ou plus petite que les critères intérimaires et les normes développés pour l'immersion de sédiments en mer. Toutes les concentrations de contaminants mesurées dans les sédiments des zones de référence et d'étude, pour lesquels une réglementation existe, étaient inférieures à ces critères et normes. Par ailleurs, au niveau des concentrations de métaux mesurées dans les sédiments, la zone d'étude A, correspondant au dépôt initial effectué entre 1980 et 1982, contenait des teneurs en cobalt, chrome, nickel, plomb, vanadium et zinc significativement supérieures à celles mesurées dans les zones B et C et dans les zones de référence. De plus les sédiments des zones de référence se distinguaient de ceux des zones d'étude par des concentrations en azote ammoniacal dans les sédiment et dans l'eau interstitielle, en sulfures et en carbone organique total significativement plus élevées. Au niveau des zones d'étude, l'azote ammoniacal dans les sédiments et l'eau interstitielle est concentrations significativement plus faibles dans la zone C, le plus récent monticule.

En ce qui a trait aux variables qualifiant la nature de l'habitat des différentes zones, i.e. la profondeurs des stations et la granulométrie, on observe que les zones d'étude sont légèrement moins profondes (différence de profondeur variant entre 2 et 4 m) que celles de référence et que ces dernières sont composées d'un substrat plus fin, tandis que les zones d'étude sont caractérisées par un substrat plus grossier.

À la lumière de ces résultats, on constate que les zones d'étude ne se comparent pas très bien aux zones de référence et ce, en terme d'habitat (profondeur et granulométrie). Il est à noter

cependant que la recherche d'une zone de référence en tout point similaire à la zone d'étude demeure un défi à relever pour toutes les études de ce genre.

4.2. Bioessais de toxicité

4.2.1. Facteurs affectant la toxicité

Trois des objectifs de cette étude visaient à déterminer (1) si la toxicité des sédiments étaient égales à, plus grande que, ou plus petite que les critères intérimaires établis pour l'immersion en mer, (2) d'établir s'il y avait des différences significatives entre la toxicité et l'activité exoenzymatique des diverses zones et (3) d'identifier les variables qui pourraient expliquer les réponses.

En ce qui a trait aux essais de toxicité, les résultats ont démontré que seuls les sédiments des stations de référence présentaient une toxicité pour la fertilisation de l'oursin de mer. Aucun des autres bioessais n'a démontré une toxicité. Divers facteurs peuvent affecter la toxicité des sédiments, comme la présence de métaux ou de composés organiques. Tel que mentionné précédemment, toutes les concentrations de contaminants (pour lesquels un critère ou une norme existe) se situaient largement sous les normes et critères de protection en vigueur. La seule zone à présenter des concentrations de métaux plus élevée, bien que sous les normes et critères, était la zone d'étude A. Celle-ci ne démontrait par contre aucune toxicité pour les oursins. Il apparaît donc que les métaux et autres contaminants ne sont pas responsables de la toxicité mesurée par cet essai.

De façon générale, l'azote ammoniacal sous forme non ionisée (NH_3) s'avère plus toxique pour quelques espèces d'organismes marins, entre autres les oursins, que l'azote ammoniacal sous la forme ionisée (NH_4^+). Les mesures d'azote ammoniacal peuvent être affectées par plusieurs paramètres dont la salinité, le pH, l'oxygène dissous et la température (Tay *et al.* 1998). Toutes les concentrations d'azote ammoniacal sous forme non ionisée (variant de 0,01 à 0,09 mg/L) mesurées dans l'eau interstitielle à 20°C (température à laquelle est réalisée l'essai) dans le cadre

de cette étude se situaient sous les valeurs de CSEO (variant entre 0,17 et 0,40 mg azote ammoniacal non ionisé/L) et de CMEO (variant entre 0,8 et 16,5 mg/L) établies pour le test de fertilisation de différentes espèces d'oursin (Bailey *et al.* 1995; Carr *et al.* 1996). Bien qu'une corrélation négative ait été démontrée entre la fertilisation et la concentration d'azote ammoniacal sous forme non ionisée, il semble peu probable que cette substance soit l'agent responsable de la toxicité pour l'oursin dans les zones de référence, étant donné que les concentration de l'azote ammoniacal se retrouvaient sous la CMEO. Carr *et al.* (1996) ont également obtenus ce type de résultats, i.e. présence d'une corrélation entre le % de fertilisation et les concentrations d'azote ammoniacal non ionisée dans l'eau interstitielle, tandis que ces concentrations se retrouvaient sous les concentrations reconnues pour causer une toxicité. La toxicité observée dans leur différentes études a été attribuée à d'autres facteurs.

La fertilisation de l'oursin affichait également une corrélation négative significative avec les concentrations de particules de sable fin, de sulfures et de carbone organique dans les sédiments. Il faut se rappeler que ces variables caractérisaient les zones de référence ou une toxicité pour l'oursin a été démontrée. La présence de fines particules résiduelles dans les échantillons d'eau interstitielle pourrait expliquer la diminution de la fertilisation pour les zones de référence. Bien que les échantillons d'eau interstitielle sont centrifugés à 3000 rpm avant la réalisation des essais, il se peut que de très fines particules étaient encore présentes dans les échantillons. À notre connaissance, très peu d'études ont porté sur les effets de la taille des particules des sédiments sur la fertilisation des oursins. En ce qui a trait aux sulfures et au carbone organique total, des relations entre la toxicité et la concentration de ces substances dans les sédiments ont déjà été observée pour d'autres espèces d'organismes benthiques (Sims 1996 ; Tay *et al.* 1998), mais aucune donnée n'a été trouvée pour la fertilisation des oursins.

L'augmentation du potentiel redox des sédiments et de la concentration en particules de sable grossier est significativement corrélée de façon positive avec l'augmentation de la fertilisation. Ces deux variables caractérisent les zones d'étude, lesquelles ne démontraient aucune toxicité pour les oursins. La relation entre la toxicité et les particules grossières concorde avec celle observée pour les particules fines. Ces résultats semblent donc indiquer que la

granulométrie du sédiment pourrait affecter la fertilisation des oursins. Au niveau du potentiel redox, aucune référence n'a été trouvée en ce qui a trait à son rôle dans la toxicité des sédiments.

L'activité exoenzymatique mesurée aux zones de référence était significativement plus élevée que celle des zones d'étude. Pour cette dernière, la zone B présentait une activité exoenzymatique plus élevée que celle des zones A et C. La teneur de carbone organique total dans les sédiments pourrait possiblement expliquer les différences des résultats. En effet, comme la matière organique (composée de carbone) constitue la source d'énergie des bactéries hétérotrophes, un sédiment possédant une forte teneur en carbone organique devrait démontrer une plus forte activité exoenzymatique qu'un sédiment d'une teneur plus faible en carbone organique total. Dans le cas de la présente étude, les zones qui ont montré une forte activité exoenzymatique sont celles dont les teneurs en carbone organique total étaient les plus élevées. Une corrélation positive entre la concentration de cette substance et l'activité exoenzymatique est observée dans le cadre de cette étude (Annexe K).

Lee et Tay (1998) associent une faible activité exoenzymatique à la présence de contaminants dans un sédiments. Dans le cadre de la présente étude, la plus faible activité mesurée dans les sédiments des zones d'étude ne semble pas reliée à des concentrations de contaminants élevées étant donné que celles-ci sont inférieures aux normes et critères présentement en vigueur. La plus faible teneur en COT des sédiments des zones d'étude en comparaison aux zones de référence semblerait expliquer cette faible activité exoenzymatique.

Il est intéressant de noter que dans les études de suivi environnemental réalisées à L'Anse-à-Beaufils en 1994 et à Cap-aux-Meules en 1996, l'activité exoenzymatique dans la zone de référence était également supérieure à celle observée dans la zone d'étude (St-Laurent *et al.* 1998 ; Hamel *et al.* 1998).

4.2.2. Sensibilité relative et pertinence des essais

La présente étude avait pour autre objectif de statuer sur la sensibilité relative et la pertinence des essais de toxicité dans le cadre du programme d'immersion en mer.

Le bioessai Microtox^{MC} sur la phase solide des sédiments n'a révélé aucune toxicité (CI_{50}>100 000 mg/L; poids humide). Deux stations des zones de référence (stations E2-E4 et F3-F4) ont par ailleurs démontré une toxicité assez élevée (CI_{50} de 5,8 et de 3,8) pour les bactéries utilisées dans le Microtox^{MC} sur la phase liquide. Cette toxicité ne peut par contre pas être facilement expliquée. Mis-à-part l'échantillon F3-F4 qui contenait les plus fortes concentrations de sulfures dans les sédiments et d'azote ammoniacal dans l'eau interstitielle (concentrations non significativement différentes des autres stations), ces stations ne présentaient aucune caractéristique particulière.

Les résultats des essais Microtox^{MC} concordaient en général avec les résultats des analyses des contaminants dans les sédiments. Comme aucun sédiment ne pouvait être jugé toxique d'après les concentrations de contaminants, les résultats des essais Microtox^{MC} sont jugés appropriés. Ces essais ne semblaient par ailleurs pas sensibles aux substances d'origine dite naturelle (i.e. azote ammoniacal, sulfures, carbone organique total) mesurées dans les sédiments des zones de référence et de la granulométrie des sédiments.

En ce qui concerne l'essai avec les amphipodes, les résultats démontrent qu'aucun sédiment ne s'est révélé toxique pour ces organismes aquatiques. Tout comme les essais Microtox^{MC}, ces résultats concordent avec ceux des analyses des contaminants. De plus, cet essai ne semble pas sensible à l'azote ammoniacal, aux sulfures, au carbone organique total et à la granulométrie des sédiments.

Tel que mentionné précédemment, l'essai de fertilisation avec l'oursin est le seul essai de type conventionnel à démontrer une toxicité, et ce, pour les sédiments des zones de référence. Comme aucune de ces zones ne présentait des concentrations de contaminants élevées, la toxicité

a été attribuée aux substances d'origine dite naturelle et à la présence de fines particules dans les sédiments. En effet, la fertilisation des oursins est significativement corrélée de façon négative avec ces substances. La sensibilité élevée observée pour le bioessai de fertilisation chez l'oursin confirme les résultats obtenus par Porebski *et al.* (1997), où le bioessai de fertilisation chez l'oursin était celui qui présentait la plus grande sensibilité parmi une batterie de bioessais visant à évaluer la toxicité de sédiments marins.

L'activité exoenzymatique est une mesure de l'activité microbiologique évaluée par la libération de composés fluorescents suite à la dégradation par les bactéries d'un substrat analogue "MCA-Leucine" incorporé aux sédiments échantillonnés. L'essai portant sur la mesure de l'activité exoenzymatique *in situ* a pour sa part démontrer une plus faible activité dans les sédiments de la zone d'étude. Cette activité est significativement corrélée et ce de façon positive avec les concentrations des substances d'origine dite naturelle.

Bien que les résultats des essais Microtox^{MC} et avec l'amphipode marin concordent avec ceux des analyses des contaminants, cette étude ne permet pas de statuer sur la sensibilité de ces essais face à une contamination des sédiments, étant donné qu'aucun des sédiments n'était contaminé. Seule l'évaluation de sédiments contaminés permettrait d'évaluer la sensibilité et la pertinence de ces trois bioessais. Pour l'essai avec l'oursin et la mesure de l'activité exoenzymatique, comme ils semblent sensibles à la granulométrie et à des substances d'origine dite naturelle telles l'azote ammoniacal, le sulfures et le carbone organique total, des études supplémentaires pourraient être souhaitables afin d'élucider l'influence de ces variables sur la toxicité des sédiments lors de la réalisation de bioessais. De plus, les critères d'interprétation de ces essais pourraient être raffinés de manière à considérer ces facteurs.

4.3. Communauté d'invertébrés benthiques

D'après les résultats de l'analyse des correspondances, les taxons définissant le mieux l'axe 1 sont retrouvés à la fois dans les zones de référence et dans les zones d'étude mais en abondance plus faible pour cette dernière. La nature de l'habitat peut expliquer ce phénomène.

En effet, les zones de référence sont caractérisées par un substrat de sable très fin et une profondeur légèrement plus grande, tandis que les zones d'étude sont moins profondes et possèdent un substrat significativement plus grossier. L'immersion de déblais de dragage contenant plus de sable moyen peut expliquer la taille plus grossière des sédiments rencontrés dans la zone constituée des monticules.

Bien que l'analyse des correspondances indique une similarité entre les taxons des deux types zones, certaines différences ont pu être notées et ce, principalement en raison des modes alimentaires. Des détritivores de surface étaient présents à toutes les stations quoiqu'un peu plus abondants dans les zones de référence. Ceci pourrait être principalement dû à la plus forte concentration de matière organique dans ces zones.

La présence de quelques espèces de filtreurs dans les zones d'étude, surtout des bivalves, des gammares et des cumacés, indique l'absence ou la faible quantité de matières en suspension près de l'interface eau-sédiments. Toutefois, comme dans l'étude de Tay *et al.* (1997), les espèces de filtreurs qui les caractérisaient n'étaient pas différentes de celles retrouvées dans la zone de référence. On note cependant que la zone d'étude C est celle où la proportion d'organismes benthiques filtreurs est la plus importante (Tableau 11).

4.4. Approche en triade

L'approche en triade a démontré une relation statistiquement significative entre les trois composantes, i.e. les paramètres physico-chimiques, toxicologiques et benthiques.

Les résultats obtenus indiquent que la nature du substrat des sédiments semble responsable des variations observées. En effet, les indicateurs biologiques répondent davantage à la texture du sédiment plutôt qu'à sa contamination.

Il appert que les sédiments des zones contenant les matières immergées ne sont pas toxiques pour les organismes benthiques. Pour les études ultérieures il est recommandé de choisir des stations de référence possédant les mêmes caractéristiques que les stations d'étude afin de faciliter la comparaison et l'interprétation des résultats.

4.5. Impacts environnementaux de l'immersion sur la qualité du milieu marin au lieu d'immersion dépôt D

Globalement, les activités d'immersion de sédiments au site de dépôt D ne semblent pas avoir entraîner d'impacts négatifs d'importance sur la qualité du milieu récepteur. Ainsi, bien que la zone d'étude A ait présenté des concentrations de chrome, cobalt, nickel, plomb, vanadium et zinc significativement supérieures à celles des stations de référence et des autres stations d'étude, aucune concentration de contaminants dans les sédiments, pour lesquels il existe une réglementation, n'a dépassé les critères et normes développés pour l'immersion de sédiments en mer.

Aucune toxicité des sédiments n'a été révélée pour les échantillons de sédiments testés, sauf avec le bioessai de fertilisation chez l'oursin pour lequel toutes les zones de référence se sont avérées toxiques. D'après les résultats des analyses multivariées, cette toxicité serait reliée à des concentrations de particules fines, de sulfures et de carbone organique total, lesquelles étaient plus élevées dans les échantillons de la zone de référence que dans la zone d'étude.

L'analyse des résultats de l'activité exoenzymatique laisse supposer une influence de la présence des déblais de dragage sur cette mesure dans les zones de dépôt, car elle y était significativement plus faible que dans les zones de référence. Cette différence entre les zones n'a pas été imputée à la présence de contaminants dans les sédiments tels que les métaux lourds, mais à la présence de quantités plus importantes de matière organique dans les zones de référence.

De légères modifications de la communauté d'invertébrés benthiques ont été observées dans les sédiments du dépôt D comparativement à ceux de la zone de référence. Elles ne

semblent toutefois pas résulter d'une contamination des sédiments, mais plutôt d'un changement de type physique de l'habitat possiblement associé au recouvrement du substrat d'origine par les matières immergées. Cependant, cet effet apparaît de très faible ampleur étant donné que la structure de la communauté benthique observée aux sites de dépôt ne différait de celle des zones de référence que par une plus faible densité à la zone C. Il n'y avait aucune différence significative relativement aux indices de diversité, de régularité et de richesse taxinomique entre les deux types de zones. La zone C semblait légèrement plus perturbée que les autres zones d'étude en raison probablement des récentes immersions de sédiments ayant eu lieu en 1997. Une très faible abondance d'oursins plats en comparaison des autres zones peut expliquer cette différence. Ces organismes se nourrissent de diatomées qui sont abondants dans toutes les autres zones sauf dans la zone C. La faible abondance de cette source de nourriture est probablement attribuable à leur ensevelissement sous les déblais de dragage immergés en 1997.

Les résultats obtenus quant à la contamination des sédiments, à la toxicité des sédiments et à la structure des communautés d'invertébrés benthiques suggèrent que le dépôt D n'est pas contaminé et que l'immersion a entraîné peu d'impacts négatifs sur la communauté d'invertébrés benthiques. Il apparaît donc que ce site peut continuer à recevoir des déblais de dragage sans menacer le milieu environnant. Par ailleurs, il faut spécifier que cette étude n'a pas permis d'évaluer les impacts physiques potentiels de l'immersion des sédiments, comme par exemple la perte d'habitat pour des espèces de poissons. L'évaluation de ce type d'impacts pourrait être pertinente et intéressante à réaliser et ce, afin d'identifier toutes les perturbations possibles résultant de l'immersion des sédiments au dépôt D.

5. Conclusion et recommandations

La présente étude a permis de démontrer que les activités d'immersion de sédiments au site dépôt D semblent avoir eu peu d'effets négatifs de nature biologique sur le milieu récepteur. En effet, aucun contaminant préoccupant n'a été mesuré en concentration supérieure aux normes et critères en vigueur, aucun essai de toxicité, mis à part celui sur l'oursin de mer, n'a démontré une toxicité pour les organismes aquatiques utilisés et la structure de la communauté benthique était sensiblement la même dans les zones de dépôt que dans les zones de référence. Les seules différences observées à ce niveau ont été attribuées à la nature du substrat et possiblement à la profondeur des stations.

L'essai de fertilisation chez l'oursin et la mesure de l'activité exoenzymatique *in situ* ont démontré une forte sensibilité à des substances d'origine dite naturelle et jugées de moindre importance dans le cadre de ce type d'étude, i.e. l'azote ammoniacal, les sulfures, le carbone organique total et les particules des sédiments. La pertinence de leur utilisation dans le programme d'immersion en mer pourrait donc être revue.

D'après les résultats obtenus dans cette étude, les hypothèses formulées lors de la délivrance des permis d'immersion apparaissent valides et adéquates pour protéger efficacement le milieu. Il faut par ailleurs mentionner que ce type d'étude ne permet pas d'évaluer les impacts physiques que l'immersion de sédiments pourrait avoir sur le milieu récepteur.

Les prochaines activités de suivi aux sites d'immersion, ou encore les lignes directrices encadrant le rejet de sédiments en eau libre, pourraient tirer avantage des recommandations qui suivent:

- des études supplémentaires pourraient être souhaitables afin de vérifier l'influence des facteurs confondants potentiels sur la toxicité des bioessais, spécialement l'essai sur

l'oursin, identifiés dans cette étude (carbone organique total, azote ammoniacal, sulfures et granulométrie des sédiments) ;

- la mesure de l'activité exoenzymatique *in situ* semble trop sensible aux facteurs confondants énumérés précédemment. Bien que cette mesure est relativement peu coûteuse comparativement aux essais de toxicité de type conventionnel et donc intéressante pour les études de suivi de la qualité du milieu marin, des études supplémentaires seraient par ailleurs nécessaires afin de développer un critère de qualité des sédiments pour cette mesure et de vérifier l'influence de ces facteurs sur la réponse ;

- des zones de référence dont la profondeur, la granulométrie et les concentrations de carbone organique total s'apparentent à celle des zones d'étude devraient être sélectionnées afin d'optimiser la comparaison et l'interprétation des données.

6. Références

Abbott, R. T. 1982. *Guide des coquillages de l'Amérique du Nord - Guide d'identification sur le terrain.* Marcel Broquet, La Prairie, Qué.

Bailey, H.C., J.L. Miller, M.J. Miller et D.S. Dhaliwal 1995. Application of toxicity identification procedures to the echinoderm fertilization assay to identify toxicity in a municapal effluent. Environmental Toxicology and Chemistry, 14: 2181.

Barnes, R.D. 1974. Invertebrate zoology. W.B. Saunders, Toronto, Ont.

Bélanger, C., B. Desrosiers and K. Lee. 1997. Microbial Extracellular Enzyme Activity in Marine Sediments : Extreme pH to Terminate Reaction and Sample Storage. Aquatic Microbial Ecology 13 : 187-196.

Burton, J., J.-P. Beaumont, G. Méthot, P. Mousseau, B. Pinel-Alloul et M. Tiphane. 1980. Rapport d'évaluation formelle des impacts reliés au transport du sel dans le havre de la Grande Entrée, Îles-de-la-Madeleine, Québec. Rapport présenté à la Société québécoise d'exploration minière (SOQUEM) par le Centre de recherches écologiques de Montréal, Université de Montréal. 277 pages + cartes.

Carr, R.S., E.R. Long, D.C. Chapman, G. Thursby, J.M. Beidenbach, H.L. Windom, G.M. Sloane et D.A. Wolfe, 1996. Toxicity assessment studies of contaminated sediments in Tampa Bay, Florida. Environmental Toxicology and Chemistry, 15: 1218.

Élouard, B., G. Desrosiers, J.C. Brêthes et Y. Vigneault, 1983. Étude de l'habitat du poisson autour des îlots créés par des déblais de dragage; lagune de la Grande Entrée, Îles-de-la-Madeleine. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. No. 1209.

Enequist, P. 1949. *Studies on the soft-bottom amphipods of the Skagerak.* Zool. Bidrag Uppsala, 28 :299-492.

Environment Canada. 1995a. Interim Sediment Quality Guidelines. Draft Copy. Soil and Sediment Quality Section, Guidelines Division, Ecosystem Conservation Directorate, Evaluation and Interpretation Branch, Ottawa, Ont.

Environment Canada. 1995b. Standard operating procedure # 29 : Measurement of Redox, Ammonia, and Sulfides in Sediments and Water. Environment Canada, Atlantic Region.

Environnement Canada. 1992a. Méthode d'essai biologique: essai de toxicité sur la bactérie luminescente Photobacterium phosphoreum. Série de la protection de l'environnement, rapport SPE 1/RM/24.

Environnement Canada. 1992b. Méthode d'essai biologique: essai sur la fécondation chez les échinides (oursins verts et oursins plats). Série de la protection de l'environnement, rapport SPE 1/RM/27.

Environnement Canada. 1992c. Méthode d'essai biologique: essai de toxicité aiguë de sédiments chez des amphipodes marins ou estuariens. Série de la protection de l'environnement, rapport SPE 1/RM/26.

Environnement Canada. 1994. Document d'orientation sur le prélèvement et la préparation de sédiments en vue de leur caractérisation physico-chimique et d'essais biologiques. Série de la protection de l'environnement, rapport SPE 1/RM/29.

Environnement Canada. 1995. Guide d'utilisation de la formule "Demande de permis (immersion en mer)". Rapport SPE 1/MA/1. Division du milieu marin, Service de protection de l'environnement, Ottawa, Ont.

Fauchald, K. et Jumars, P.A. 1979. *The diet of worms : a study of polychaete feeding guilds.* Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 17 : 193-284.

Gosner, K.L. 1971. *Guide to identification of marine and estuarine invertebrates.* Wiley-Interscience, New-York, N.Y.

Green, R.H. et P. Montagna, 1996. Implications for monitoring: study designs and interpretation of results. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **53**: 2629-2636.

Groupe Environnement Shooner inc., 1991. Programme de dragage d'entretien du chenal maritime de Mines Seleine, Grande-Entrée, Îles-de-la Madeleine-Étude d'impact sur l'environnement du Québec. Présenté par Société Canadienne de Sel Limitée. 311 p. + annexes.

Hamel, P., D. St-Laurent et M. Provencher. 1998. *Suivi environnemental au site d'immersion des déblais de dragage du havre de L'Anse-à-Beaufils (AB-5), Québec (1994).* Version préliminaire produit en collaboration par Environnement Canada et BEAK International inc. pour Environnement Canada, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, 61 p. et annexes.

Hargrave, B.T., G.A. Phillips, L.I. Doucete, M.J. White, T.G. Milligan, D.J. Wildish and R.E. Cranston. 1995. Biogeochemical observations to assess benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture in the Western Isles region of the bay of Fundy, 1994. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. no. 2062. 159 p.

Laboratoires SAB inc. 1998. *Échantillonnage et analyse du benthos marin au dépôt D des Îles-de-la-Madeleine, Québec (1997).* Rapport final présenté à Environnement Canada. 40 p. et annexes.

Lamberson J.O., Dewitt, T.H. et Swartz, R.C. 1992. *Assessment of sediment toxicity to marine benthos.* Dans : Sediment toxicity assessment. Édité par : G.A. Burton Lewis Publishers inc., Chelsea, Michigan. pp. 183-212.

Lee, K. et K.L. Tay, 1998. Chapter 15. Measurement of microbial exoenzyme activity in sediments for environemental assessment. In: Microscale Testing in Aquatic Toxicology, Éd. par P.G. Wells, K. Lee, C. Blaise et J. Gauthier, CRC Press, Boca Raton, pp. 219-236.

Legendre, L. et P. Legendre, 1984. Écologie numérique. Tome 1. Le traitement multiple des données écologiques. Masson, Paris et les Presses de l'Université du Québec, Montréal. 197 p.

Loring D.H. et Nota, D.J.G. 1973. Morphology and sediments of the Gulf of St. Lawrence. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada. Bulletin 182.

Loring, D.H. 1978. *Geochemistry of zinc, copper and lead in the sediments of the estuary and Gulf of St.Lawrence.* Can. J. Earth Sci. 15 :757-772.

Loring, D.H. 1979. *Geochemistry of cobalt,nickel,chromium and vanadium in the sediments of the estuary and Gulf of St.Lawrence.* Can. J. Earth Sci. 16 :1196-1209.

Loring, D.H.et Rantala, R.T.T. 1992. *Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter.* Earth-Science Reviews 32 :235-283.

Porebski, L., Osborne, J., Doe, K., Zadjlik, B., Lee, D., Pocklington, P. et Atkinson, G. 1997. *Interpretive guidance for bioassays using pollution gradient studies, First year report.* Marine Environment Division, Toxics Pollution Prevention Directorate, Environmental Protection Service, Environment Canada, Ottawa, Ont.

Robert Hamelin et associés inc., 1997. *Programme de surveillance et de suivi pour les activités de dragage d'entretien du chenal maritime de la Grande Entrée. Rapport final QE-504-97-011.* Présenté à Mines Seleine, une division de la Société canadienne de sel limitée.

Rohlf, F.G. 1987. NTSYS-pc : *Numerical taxonomy and multivariate analysis system for the IBM PC microcomputer (and compatibles)*, ver. 1.30. Exeter publishing, Setauket, N.Y.

Scherrer, B., 1984. Biostatistique. Gaëtan Morin éditeur, Chicoutimi, Québec. 850 p.

Shannon, C.E. et W. Weaver, 1963. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana, Illinois. 117 p.

Sims, J.G. 1996. Grain size and total organic carbon effects on benthic organisms. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Technical Note EEDP-01-37.

Steele, D., 1986. Rivages à sédiments grossiers. Dans : Systèmes littoraux et océaniques de la région de Quoddy (Nouveau-Brunswick). M.L.H. Thomas (ed.). Publication spéciale Can. Sci. Halieut. Aquat., 64:. 32 p.

St-Laurent, D., P. Hamel, R. Chabot et M. Provencher. 1998. *Suivi environnemental au lieu d'immersion CM-7 des déblais de dragage du havre de Cap-aux-Meules, Îles-de-la-Madeleine, Québec (1996) – Évaluation chimique et biologique.* Rapport produit en collaboration par Environnement Canada et BEAK International inc. pour Environnement Canada, Région du Québec, Direction de la protection de l'environnement, 68 p. et annexes.

Tay, K.L., K.G. Doe, A.J. MacDonald et K. Lee, 1997. Monitoring of the Black Point Ocean Disposal Site, Saint John Habour, New Brunswick, 1992-1994. Ocean Disposal Report #9. Environnement Canada et Pêches et Océans Canada, 133 p.

Tay, K.L., K.G. Doe, A.J. MacDonald et K. Lee, 1998. Chapter 39. The influence of particle size, ammonia, and sulfide on toxicity of dredged materials for ocean disposal. In: Microscale Testing in Aquatic Toxicology, Éd. par P.G. Wells, K. Lee, C. Blaise et J. Gauthier, CRC Press, Boca Raton, pp. 559-574.

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1986. Test methods for evaluating solid waste, physical and chemical methods. Washington, D.C.

Wihlm, J.L. 1970. Range of diversity in benthic macroinvertebrate populations. J. Wat. Pollut. Control Fed. 42: 221-224.

Wilkinson, L. et Coward, M. 1996. *Analysis of variance.* Dans SYSTAT 6.0 for Windows : Statistics. SPSS Inc., Chicago, Il. pp. 119-223.

ANNEXES

Annexe A Résultats des caractérisations physico-chimiques antérieures réalisées sur les sédiments du chenal de la Grande Entrée et du dépôt D

Tableau A 1 Propriétés physico-chimiques des sédiments / Havre de la Grande Entrée – Chenal / Échantillonnage de juillet 1979

Paramètre analytique	Unité	No de l'échantillon [a]				
		I	II	III	IV	V
Hydrocarbures [b]	mg/kg	1880	1190	950	9650	220
Arsenic	mg/kg	< 0,06	< 0,06	< 0,06	< 0,06	< 0,06
Fluorure	mg/kg	2,1	0,5	0,02	0,52	0,42
Cyanure	mg/kg	2,5	0,52	0,23	3,1	1
Cadmium	mg/kg	< 0,5	< 0,2	< 0,1	< 0,5	< 0,2
Chrome	mg/kg	15	3,5	2,2	35	1,5
Cuivre	mg/kg	7	0,4	0,3	270	2,5
Mercure	mg/kg	0,06	0,14	0,14	0,06	0,14
Nickel	mg/kg	17	3,4	1,8	31	2,9
Plomb	mg/kg	13	3,0	2,0	930	4,4
Vanadium	mg/kg	< 1,9	< 0,7	< 0,5	< 2,0	< 0,7
Zinc	mg/kg	41	7,4	2,4	560	5,2
BPC	mg/kg	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Mirex	mg/kg	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
DDT	mg/kg	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
DDE	mg/kg	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1,2-dichlorobenzène [c]	mg/kg	0,017	ND [d]	ND	ND	ND
1,2,3-trichlorobenzène [c]	mg/kg	0,028	ND	ND	0,004	0,001
1,2,4-trichlorobenzène [c]	mg/kg	0,003	ND	ND	0,004	0,001
Autres chlorobenzènes	mg/kg	ND	ND	ND	ND	ND
Humidité	%	32,1	13,8	7,2	41,2	6,3
Granulométrie [e]						
4,00 mm	%	1,6	0,1	< 0,1	8,2	0,4
2,00 mm	%	5,8	0,1	0,2	10,6	0,4
1,18 mm	%	6,4	0,3	0,6	14,4	0,2
0,500 mm	%	8,9	3,5	5,2	14,9	2,1
0,250 mm	%	20,2	38,7	79,2	19,5	50,8
0,125 mm	%	14,8	53,5	14,4	18,5	42,1
0,038 mm	%	36,4	3,0	0,4	1,1	3,9
< 0,038 mm	%	5,9	0,8	< 0,1	12,8	< 0,1

[a] I Est de l'île Rouge
II Nord de la lagune
III Chenal central
IV Quai de Grande-Entrée
V Extérieur de la lagune

[b] Matières solubles dans l'hexane.

[c] Identification par comparaison de temps de rétention sur une colonne seulement.

[d] ND = non détecté ; selon le chlorobenzène considéré, la limite de détection se situe entre 0,001 et 0,004 mg/kg.

[e] Grosseur du tamis.

Source : Burton, J., J.-P. Beaumont, G. Méthot, P. Mousseau, B. Pinel-Alloul et M. Tiphane. 1980. Rapport d'évaluation formelle des impacts reliés au transport du sel dans le havre de la Grande Entrée, Îles-de-la Madeleine, Québec. Rapport présenté à la Société québécoise d'exploration minière (SOQUEM) par le Centre de recherches écologiques de Montréal, Université de Montréal. 277 pages + cartes.

Tableau A 2 Propriétés physico-chimiques des sédiments / Havre de la Grande Entrée – Chenal / Échantillonnage d'août 1979

Identification de l'échantillon [a]		Teneur en hydrocarbures (mg/kg)
F-44	10 cm	24
	15 cm	ND [b]
	20 cm	2
	25 cm	6
	30 cm	2
F-47	19 cm	ND
	25 cm	2
	30 cm	8
F-55	6 cm	4
	10 cm	ND
	15 cm	ND
	20 cm	ND
	25 cm	ND
	30 cm	ND
F-58	20 cm	2
F-63	20 cm	ND
	25 cm	2
	30 cm	ND

[a] F-44 Bordure nord du delta
F-47 Nord de la lagune
F-55 Bordure nord du delta
F-58 Extérieur de la lagune
F-63 Est de l'île Rouge

[b] ND = non détecté.

Source : Burton, J., J.-P. Beaumont, G. Méthot, P. Mousseau, B. Pinel-Alloul et M. Tiphane. 1980. Rapport d'évaluation formelle des impacts reliés au transport du sel dans le havre de la Grande Entrée, Îles-de-la-Madeleine, Québec. Rapport présenté à la Société québécoise d'exploration minière (SOQUEM) par le Centre de recherches écologiques de Montréal, Université de Montréal. 277 pages + cartes.

Tableau A 3 Propriétés physico-chimiques des sédiments / Havre de la Grande Entrée – Chenal / Échantillonnage fin août/début septembre 1979

Identification de l'échantillon [a]	Hydrocarbures (mg/kg)	BPC (mg/kg)
F-44	144	< 0,01
F-47	2	< 0,01
F-55	ND [b]	< 0,01
F-63	1388	< 0,01

[a] Échantillons prélevés à la benne.
F-44 Bordure nord du delta
F-47 Nord de la lagune
F-55 Bordure nord du delta
F-63 Est de l'île Rouge

[b] ND = non détecté.

Source : Burton, J., J.-P. Beaumont, G. Méthot, P. Mousseau, B. Pinel-Alloul et M. Tiphane. 1980. Rapport d'évaluation formelle des impacts reliés au transport du sel dans le havre de la Grande Entrée, Îles-de-la-Madeleine, Québec. Rapport présenté à la Société québécoise d'exploration minière (SOQUEM) par le Centre de recherches écologiques de Montréal, Université de Montréal. 277 pages + cartes.

Tableau A 4 Propriétés physico-chimiques des sédiments / Havre de la Grande Entrée – Chenal / Échantillonnages de 1989 et 1990

Paramètre analytique	Unités	Identification de l'échantillon														
		1	3	4	5	8	10	11	13	16	18	19	21	22	24	25
Hg	mg/kg	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02	0,03	0,02
As	mg/kg	2,15	2,26	1,82	0,83	0,81	0,82	1,10	1,20	4,74	11,41	7,54	6,42	7,42	6,20	7,76
Cd	mg/kg	0,055	0,091	0,031	0,017	0,011	0,003	0,018	0,004	0,084	0,231	0,176	0,165	0,139	0,177	1,095
Cr	mg/kg	6	5	5	2	1	1	3	3	11	17	15	14	14	13	13
Cu	mg/kg	3,60	1,80	3,40	0,70	0,60	0,60	1,60	1,30	8,00	14,10	11,80		9,50	8,60	15,80
Ni	mg/kg	9	5	8	2	2	2	4	4	16	24	23	20	19	18	29
Pb	mg/kg	3,7	7,4	4,4	0,8	1,0	1,2	1,4	1,6	6,4	12,3	9,4	8,7	8,0	7,1	14,7
Zn	mg/kg	18,2	18,0	12,2	3,2	3,0	3,1	6,5	6,0	32,9	60,8	45,4	39,3	37,5	34,9	65,4
Organiques volatiles	%	0,86	2,04	0,93	0,75	0,54	0,68	0,70	0,68	1,52	6,31	4,68	4,49	3,60	3,54	11,99
Huile	mg/kg	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Hydr. Tot.	mg/kg	< 1	9	1	1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2	3	2	1	1	1
BPC	mg/kg	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,013	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Gravier	%	0,0	20,4	6,7	0,0	0,0	0,4	0,5	0,0	0,1	1,4	1,5	0,7	0,3	0,3	0,7
Sable	%	96,8	75,6	81,3	99,0	98,8	98,5	96,6	98,5	76,8	37,8	47,1	66,2	74,7	64,1	20,3
Limon (A)	%	1,0	1,1	7,6	0,0	0,1	0,1	0,4	0,1	15,5	33,9	31,6	17,0	12,7	22,0	36,8
Argile (B)	%	2,2	2,9	4,4	1,0	1,1	1,1	2,5	1,6	7,6	27,0	19,8	16,1	12,3	13,6	42,1
Particules fines (A+B)	%	3,2	4,0	12,0	1,0	1,2	1,2	2,9	1,7	23,1	60,9	51,4	33,1	25,0	35,6	78,9

Source : Groupe Environnement Shooner inc. 1991. Programme de dragage d'entretien du chenal maritime de Mines Seleine, Grande-Entrée, Îles-de-la-Madeleine – Étude d'impact sur l'environnement soumise au Ministère de l'environnement du Québec. Présenté par Société Canadienne de Sel Limitée. 311 pages + annexes.

Tableau A 4 Propriétés physico-chimiques des sédiments / Havre de la Grande Entrée – Chenal / Échantillonnages de 1989 et 1990 (suite)

Paramètre analytique	Unités	Identification de l'échantillon												
		26	27	28	29	30	31	32	33	C1	C2	C3	C4	C5	C6
Hg	mg/kg	0,01	0,02		0,02		0,02	0,02							
As	mg/kg	11,64	3,33		2,88		7,37	3,62							
Cd	mg/kg	0,845	0,222		0,259		0,339	0,158							
Cr	mg/kg	21	7		5		9	6							
Cu	mg/kg	16,70	4,60		4,30		7,60	4,10							
Ni	mg/kg	29	10		10		14	10							
Pb	mg/kg	18,5	4,4		3,6		9,3	4,5							
Zn	mg/kg	68,4	19,2		18,4		32,1	20,2							
Organiques volatiles	%	9,80	2,29	2,38	2,67	4,54	5,51	2,11	3,93						
Huile	mg/kg	< 0,1	< 0,1		< 0,1		< 0,1	< 0,1							
Hydr. Tot.	mg/kg	1	< 1		6		2	< 1							
BPC	mg/kg	< 0,01	< 0,01		< 0,01		< 0,01	< 0,01							
Gravier	%	0,0	0,0		0,2		0,0	0,0							
Sable	%	26,2	84,8		80,8		59,9	91,3							
Limon (A)	%	32,7	5,8		9,1		18,0	3,1							
Argile (B)	%	41,1	9,4		9,9		22,0	5,6							
Particules fines (A+B)	%	73,8	15,2		19,0		40,0	8,7							
Naphtalène	mg/kg		< 0,015	0,035	< 0,015	0,032	< 0,029	< 0,015	0,03	trace	< 0,1	< 0,1	< 0,1	trace	< 0,06
Acénaphtylène	mg/kg		< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,07	< 0,06
Acénaphtène	mg/kg		< 0,010	0,011	< 0,010	0,013	< 0,010	< 0,010	0,012	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,07	< 0,06
Fluorène	mg/kg		< 0,020	< 0,020	< 0,020	< 0,020	< 0,020	< 0,020	< 0,020	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,07	< 0,06
Phénanthrène	mg/kg		< 0,020	< 0,020	< 0,020	0,025	0,05	< 0,020	0,02	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	trace	< 0,06
Anthracène	mg/kg		< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,07	< 0,06
Fluoranthène	mg/kg		< 0,010	0,011	< 0,010	0,015	0,016	< 0,010	0,011	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	trace	< 0,06
Pyrène	mg/kg		< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	trace	< 0,06
Benz(a)anthracène	mg/kg		< 0,010	< 0,010	< 0,010	0,01	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	trace	< 0,06
Chrysène	mg/kg		< 0,010	< 0,010	< 0,010	0,01	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	trace	< 0,06
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg		< 0,010	< 0,010	< 0,010	0,01	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,07	< 0,06
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg		< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,07	< 0,06
Benzo(a)pyrène	mg/kg		< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,07	< 0,06

Paramètre analytique	Unités	Identification de l'échantillon												
		26	27	28	29	30	31	32	33	C1	C2	C3	C4	C5	C6
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg		< 0,020	< 0,020	< 0,020	< 0,020	< 0,020	< 0,020	< 0,020	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,07	< 0,06
Dibenz(a,h)anthracène	mg/kg		< 0,030	< 0,030	< 0,030	< 0,030	< 0,030	< 0,030	< 0,030	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,07	< 0,06
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg		< 0,030	< 0,030	< 0,030	< 0,030	< 0,030	< 0,030	< 0,030	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,07	< 0,06

Source : Groupe Environnement Shooner inc. 1991. Programme de dragage d'entretien du chenal maritime de Mines Seleine, Grande-Entrée, Îles-de-la-Madeleine – Étude d'impact sur l'environnement soumise au Ministère de l'environnement du Québec. Présenté par Société Canadienne de Sel Limitée. 311 pages + annexes.

Tableau A 5 Propriétés physico-chimiques des sédiments / Havre de la Grande Entrée – dépôt D / Échantillonnage de 1991

Paramètre analytique	Unités	Identification de l'échantillon							
		91 A	91 A Dupl.	91 B	91 C	91 C Dupl.	91 D	91 E	91 F
Métaux									
Arsenic	mg/kg	1,3	1,3	0,9	1,4	-	1,2	1,2	1,2
Cadmium	mg/kg	< 0,1	-	< 0,1	< 0,1	-	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Chrome	mg/kg	9	8	4	6	-	5	6	8
Cuivre	mg/kg	2	2	< 1	2	-	2	2	3
Mercure	mg/kg	< 0,05	-	< 0,05	< 0,05	-	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Nickel	mg/kg	5	5	2	4	-	3	4	6
Plomb	mg/kg	< 5	< 5	< 2	< 5	-	< 5	< 5	< 5
Zinc	mg/kg	7	6	2	5	-	3	4	8
Huiles et graisses									
totales	mg/kg	< 50	-	< 50	70	-	70	70	50
minérales	mg/kg	< 50	-	< 50	< 50	-	< 50	< 50	< 50
BPC totaux									
Aroclor 1242	mg/kg	< 0,01	-	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Aroclor 1248	mg/kg	< 0,01	-	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Aroclor 1254	mg/kg	< 0,01	-	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,06
Aroclor 1260	mg/kg	< 0,01	-	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
HAP									
Naphtalène	mg/kg	< 0,002	-	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Acénaphtène	mg/kg	< 0,002	-	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Acénaphtylène	mg/kg	< 0,002	-	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Fluorène	mg/kg	< 0,002	-	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Phénanthrène	mg/kg	< 0,002	-	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Fluoranthène	mg/kg	< 0,002	-	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Pyrène	mg/kg	< 0,002	-	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Benzo(a)anthracène	mg/kg	< 0,002	-	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Chrysène	mg/kg	< 0,002	-	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Benzo(b,k)fluoranthène	mg/kg	< 0,002	-	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Benzo(a)pyrène	mg/kg	< 0,002	-	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002

Paramètre analytique	Unités	Identification de l'échantillon							
		91 A	91 A Dupl.	91 B	91 C	91 C Dupl.	91 D	91 E	91 F
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg	< 0,002	-	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg	< 0,002	-	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg	< 0,002	-	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002

Source : Groupe Environnement Shooner inc. 1991. Programme de dragage d'entretien du chenal maritime de Mines Seleine, Grande-Entrée, Îles-de-la-Madeleine – Étude d'impact sur l'environnement soumise au Ministère de l'environnement du Québec. Présenté par Société Canadienne de Sel Limitée. 311 pages + annexes.

Tableau A 6 Propriétés physico-chimiques des sédiments / Havre de la Grande Entrée – Chenal / Échantillonnage de juin 1997

Paramètre analytique	Unités	Identification de l'échantillon									
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10
Granulométrie											
Gravier (> 2 mm)	%	0	2,1	0	0,5	0,2	0	1,1	0,6	0,2	0,3
Sable grossier (< 2 mm et > 0,2 mm)	%	3,2	3,9	2,6	57,1	90,5	59,9	97,1	97,6	94,3	88,9
Sable fin (< 0,2 mm et > 0,06 mm)	%	38,4	56,6	63,2	35,3	7,9	37,7	0,9	1	4,3	9,7
Limon (< 0,06 mm et > 0,004 mm)	%	38,4	21,5	22,3	3,2	0	0,2	0	0,4	0,2	0,5
Argile et colloïdes (< 0,004 mm)	%	20	15,8	11,8	3,9	1,4	2,2	0,9	0,5	1	0,5
Métaux											
Arsenic extractible	mg/kg	39,1	17,9	6	4,5	3,9	5,5	4,9	2,8	2,5	3,2
Cadmium extractible	mg/kg	0,29	0,15	0,13	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
Chrome extractible	mg/kg	29,5	21,5	18,5	5,5	4,5	6,5	2,5	2,5	2,5	3,5
Cuivre extractible	mg/kg	14	12	11	7,6	2,2	8,7	2,2	<2	<2	<2
Mercure extractible	mg/kg	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Nickel extractible	mg/kg	26	23	21	7	6	11	6	6	8	6
Plomb extractible	mg/kg	9,9	7,6	6,4	3,1	1,7	4,6	1,4	2	1,7	3
Zinc extractible	mg/kg	62,4	46,9	46	8	7	20	5	2	3	3
Carbone organique total	%	3,26	1,45	1,17	0,23	0,32	0,35	0,43	0,22	0,15	0,22
BPC totaux											
Aroclor 1016	mg/kg	<0,06	<0,04	<0,04	<0,03	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Aroclor 1248	mg/kg	<0,06	<0,04	<0,04	<0,03	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Aroclor 1254	mg/kg	<0,06	<0,04	<0,04	<0,03	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Aroclor 1260	mg/kg	<0,06	<0,04	<0,04	<0,03	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
HAP											
Naphtalène	mg/kg	<0,08	<0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Acénaphtylène	mg/kg	<0,08	<0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Acénaphtène	mg/kg	<0,08	<0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Fluorène	mg/kg	<0,08	<0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Phénanthrène	mg/kg	0,29	<0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06

Paramètre analytique	Unités	Identification de l'échantillon									
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10
Anthracène	mg/kg	0,2	0,08	0,08	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Fluoranthène	mg/kg	<0,08	<0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Pyrène	mg/kg	<0,08	<0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Benzo(c)phénanthrène	mg/kg	0,61	0,18	0,2	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Benzo(a)anthracène	mg/kg	<0,08	<0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Chrysène	mg/kg	<0,08	<0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
7,12 Diméthyl benzo(a)anthracène	mg/kg	<0,08	<0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Benzo(b,j,k)fluoranthène	mg/kg	<0,08	<0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Benzo(e)pyrène	mg/kg	<0,08	<0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Benzo(a)pyrène	mg/kg	<0,08	<0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
3-Méthyl cholanthrène	mg/kg	<0,08	<0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg	<0,08	<0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg	<0,08	<0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg	<0,08	<0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Dibenzo(a,l)pyrène	mg/kg	<0,08	<0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Dibenzo(a,i)pyrène	mg/kg	<0,08	<0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Dibenzo(a,h)pyrène	mg/kg	<0,08	<0,07	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06

Source : Robert Hamelin et associés inc. 1997. Dragage d'entretien du chenal maritime de Grande-Entrée - Résultats de la campagne d'échantillonnage. Préparé pour le compte de la Société Canadienne de Sel Ltée. 10 pages + annexes.

Tableau A 7 Propriétés physico-chimiques des sédiments / Havre de la Grande Entrée – Chenal / Échantillonnage de juin 1997 (suite)

Paramètre analytique	Unités	Identification de l'échantillon								
		S11	S12	S13	S14	R4A [a]	S1+	S2+	S3+	S4+
Granulométrie										
Gravier (> 2 mm)	%	0	0,1	0,1	0,2	0,5				
Sable grossier (< 2 mm et > 0,2 mm)	%	71	76,9	47,5	26,4	49,8				
Sable fin (< 0,2 mm et > 0,06 mm)	%	27,6	21,9	50,6	71,7	47,4				
Limon (< 0,06 mm et > 0,004 mm)	%	0	0	0	0	0				
Argile et colloïdes (< 0,004 mm)	%	1,4	1,2	1,7	1,7	2,2				
Métaux										
Arsenic extractible	mg/kg	4,3	4,1	4,1	3,5	3,3	8,1	11	5,4	2
Cadmium extractible	mg/kg	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04				
Chrome extractible	mg/kg	4,5	5,5	4,5	5,5	6,5				
Cuivre extractible	mg/kg	3,3	3,3	4,4	4,3	4,3				
Mercure extractible	mg/kg	<0,05	<0,05	0,2	<0,05	<0,05				
Nickel extractible	mg/kg	9	9	9	12	13				
Plomb extractible	mg/kg	2,9	3,3	3,3	3,3	3,4				
Zinc extractible	mg/kg	11	7	6	10	9				
Carbone organique total	%	0,28	0,35	0,33	0,21	0,21				
BPC totaux	mg/kg									
Aroclor 1016	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,03	<0,02				
Aroclor 1248	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,03	<0,02				
Aroclor 1254	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,03	<0,02				
Aroclor 1260	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,03	<0,02				
HAP										
Naphtalène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				
Acénaphtylène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				
Acénaphtène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				
Fluorène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				
Phénanthrène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				

Paramètre analytique	Unités	Identification de l'échantillon								
		S11	S12	S13	S14	R4A [a]	S1+	S2+	S3+	S4+
Anthracène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				
Fluoranthène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				
Pyrène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				
Benzo(c)phénanthrène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				
Benzo(a)anthracène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				
Chrysène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				
7,12 Diméthyl benzo(a)anthracène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				
Benzo(b,j,k)fluoranthène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				
Benzo(e)pyrène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				
Benzo(a)pyrène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				
3-Méthyl cholanthrène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				
Dibenzo(a,l)pyrène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				
Dibenzo(a,i)pyrène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				
Dibenzo(a,h)pyrène	mg/kg	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06				

[a] La station R4A est situées à environ 75 m à l'extérieur du dépôt D.

Source : Robert Hamelin et associés inc. 1997. Dragage d'entretien du chenal maritime de Grande-Entrée - Résultats de la campagne d'échantillonnage. Préparé pour le compte de la Société Canadienne de Sel Ltée. 10 pages + annexes.

Annexe B Protocoles utilisés pour les analyses physico-chimiques, les bioessais de toxicité et la mesure de l'activité exoenzymatique

Tableau B 1 Analyses physico-chimiques, bioessais de toxicité et analyse d'activité exoenzymatique effectués sur les échantillons de sédiments

Analyse	Laboratoires d'analyses	Méthode	Limite de détection [a]	Volume requis (ml)
Analyses physico-chimiques				
Granulométrie	Centre Saint-Laurent	Méthode CPQ007SO, Laboratoire Centre Saint-Laurent, Environnement Canada		250
% d'humidité	Centre Saint-Laurent	Méthode NAQUADAT 80050, section 8.1 Environnement Canada, 1979.		
COT	Centre Saint-Laurent	Méthode CPQ115SO, Laboratoire Centre Saint-Laurent, Environnement Canada	0,03 %	250
As	Centre Saint-Laurent	Méthodes 3050 et 6010, USA EPA, 1986	2,0 mg/kg	250[c]
Be	Centre Saint-Laurent	Méthodes 3050 et 6010, USA EPA, 1986	0,13 mg/kg	
Cd	Centre Saint-Laurent	Méthodes 3050 et 6010, USA EPA, 1986	0,25 mg/kg	
Cr	Centre Saint-Laurent	Méthodes 3050 et 6010, USA EPA, 1986	0,25 mg/kg	
Co	Centre Saint-Laurent	Méthodes 3050 et 6010, USA EPA, 1986	0,25 mg/kg	
Cu	Centre Saint-Laurent	Méthodes 3050 et 6010, USA EPA, 1986	0,25 mg/kg	
Hg	Centre Saint-Laurent	Méthode NAQUADAT 80050 Environnement Canada, 1979.	0,01 mg/kg	
Ni	Centre Saint-Laurent	Méthodes 3050 et 6010, USA EPA, 1986	0,25 mg/kg	
Pb	Centre Saint-Laurent	Méthodes 3050 et 6010, USA EPA, 1986	0,7 mg/kg	
Se	Centre Saint-Laurent	Méthodes 3050 et 6010, USA EPA, 1986	3,0 mg/kg	
Sn	Centre Saint-Laurent	Méthodes 3050 et 6010, USA EPA, 1986	3,0 mg/kg	
V	Centre Saint-Laurent	Méthodes 3050 et 6010, USA EPA, 1986	0,2 mg/kg	
Zn	Centre Saint-Laurent	Méthodes 3050 et 6010, USA EPA, 1986	0,1 mg/kg	
Azote ammoniacal (eau interstitielle)	Environmental ScienceCentre Environment Canada	Méthode par électrode sélective, Procédure d'opération normalisée # 29, Environment Canada, 1995b	0,1 mg/L	400
Azote ammoniacal (sédiment entier)	Environmental ScienceCentre Environment Canada	Méthode par électrode sélective, Procédure d'opération normalisée # 29, Environment Canada, 1995b	0,2 mg/kg	100[d]
Sulfures totaux	Environmental ScienceCentre Environment Canada	Méthode par électrode sélective, Procédure d'opération normalisée # 29, Environment Canada, 1995b	0,4 mg/kg	
Potentiel Redox	Environmental ScienceCentre Environment Canada	Méthode par électrode sélective, Procédure d'opération normalisée # 29, Environment Canada, 1995b		
Mesures in situ				
Act.exo.AMPase [e]	Institut Maurice-Lamontagne	Méthode avec substrat analogue MCA-Leucine Bélanger *et al.*, 1997		250

Analyse	Laboratoires d'analyses	Méthode	Limite de détection [a]	Volume requis (ml)
Bioessais de toxicité				
Microtox phase solide (*Vibrio fisheri*)	Centre Saint-Laurent	Méthode SPE 1/RM/24, Environnement Canada, 1992a		500
Microtox phase liquide (*Vibrio fisheri*)	Centre Saint-Laurent	Méthode SPE 1/RM/24, Environnement Canada, 1992a		500
Fécondation chez l'oursin de mer (*Lytechinus pictus*)	Environmental ScienceCentre Environment Canada	Méthode SPE 1/RM/27, Environnement Canada, 1992b		2000
Survie de l'amphipode (*Rhepoxinius abronius*)	Environmental ScienceCentre Environment Canada	Méthode SPE 1/RM/26, Environnement Canada, 1992c		1500

[a] Les résultats doivent être rapportés en poids sec de sédiment lorsqu'applicable.
[b] Méthode d'émission atomique au plasma d'argon.
[c] Volume requis pour l'analyse de tous les métaux et du %d'humidité.
[d] Volume requis pour l'analyse de l'azote ammoniacal, des sulfures et du potentiel redox.
[e] Activité exoenzymatique aminopeptidase.

Annexe C Coordonnées des stations d'échantillonnage et données de terrain

Tableau C 1 Position et profondeur des stations de physico-chimie

Station	Date	Heure (HNA)	Latitude prévue	Latitude réelle	Longitude prévue	Longitude réelle	Prodondeur (m)	Prodondeur moyenne (m)
Zone d'étude								
A1	6/11/97	1410	47° 30,933	47° 30,933	61° 36,275	61° 36,274	11,2	
A1	6/11/97			47° 30,932		61° 36,274		
A1	6/11/97			47° 30,934		61° 36,275		
A2	6/11/97	1345	47° 30,933	47° 30,934	61° 36,220	61° 36,218	10,5	
A2	6/11/97			47° 30,932		61° 36,220		
A2	6/11/97			47° 30,931		61° 36,219		
A3	6/11/97	1330	47° 30,897	47° 30,896	61° 36,166	61° 36,166	11,1	
A3	6/11/97			47° 30,897		61° 36,166		
A3	6/11/97			47° 30,898		61° 36,167		10,9
B1	6/11/97	1300	47° 31,050	47° 31,049	61° 36,162	61° 36,162	10,8	
B1	6/11/97			47° 31,051		61° 36,163		
B2	6/11/97	1250	47° 31,050	47° 31,051	61° 36,106	61° 36,105	10,1	
B2	6/11/97			47° 31,049		61° 36,105		
B3	6/11/97	1140	47° 31,012	47° 31,010	61° 35,994	61° 35,992	10,6	
B3	6/11/97			47° 31,011		61° 35,994		10,5
C1	6/11/97	1120	47° 31,169	47° 31,168	61° 36,002	61° 36,002	11,2	
C1	6/11/97			47° 31,167		61° 36,001		
C2	6/11/97	1105	47° 31,169	47° 31,168	61° 35,955	61° 35,954	11	
C2	6/11/97			47° 31,168		61° 35,956		
C3	6/11/97	1045	47° 31,153	47° 31,151	61° 35,979	61° 35,978	11,1	
C3	6/11/97			47° 31,152		61° 35,978		11,1
Zone de référence								
D1	6/11/97	1020	47° 31,409	47° 31,409	61° 35,063	61° 35,064	12,6	
D1	6/11/97			47° 31,408		61° 35,063		
D1	6/11/97			47° 31,407		61° 35,062		
D2	6/11/97	1000	47° 31,320	47° 31,318	61° 35,151	61° 35,151	12,7	
D2	6/11/97			47° 31,321		61° 35,150		
D2	6/11/97			47° 31,322		61° 35,151		
D3	6/11/97	940	47° 31,320	47° 31,320	61° 35,063	61° 35,064	12,8	
D3	6/11/97			47° 31,322		61° 35,063		
D3	6/11/97			47° 31,323		61° 35,063		
D4	6/11/97	925	47° 31,290	47° 31,291	61° 35,107	61° 35,107	12,9	
D4	6/11/97			47° 31,289		61° 35,107		
D4	6/11/97			47° 31,292		61° 35,108		12,8
E1	6/11/97	900	47° 30,786	47° 30,789	61° 35,107	61° 35,106	13,7	
E1	6/11/97			47° 30,785		61° 35,108		
E1	6/11/97			47° 30,787		61° 35,106		
E2	6/11/97	840	47° 30,786	47° 30,787	61° 35,063	61° 35,063	14,1	
E2	6/11/97			47° 30,786		61° 35,062		
E2	6/11/97			47° 30,788		61° 35,063		
E3	4/11/97	1600	47° 30,786	47° 30,787	61° 35,019	61° 35,020	14,5	
E3	4/11/97			47° 30,786		61° 35,018		
E3	4/11/97			47° 30,785		61° 35,019		
E4	4/11/97	1515	47° 30,756	47° 30,756	61° 35,107	61° 35,106	14,5	
E4	4/11/97			47° 30,757		61° 35,108		
E4	4/11/97			47° 30,757		61° 35,107		14,2
F1	4/11/97	1440	47° 30,311	47° 30,310	61° 34,580	61° 34,580	14,9	
F1	4/11/97			47° 30,313		61° 34,581		
F1	4/11/97			47° 30,311		61° 34,579		

Station	Date	Heure	Latitude		Longitude		Prodondeur	Prodondeur
		(HNA)	prévue	réelle	prévue	réelle	(m)	moyenne (m)
F2	4/11/97	1400	47° 30,281	47° 30,280	61° 34,712	61° 34,712	14,8	
F2	4/11/97			47° 30,281		61° 34,711		
F3	4/11/97	1200	47° 30,281	47° 30,282	61° 34,624	61° 34,624	14,6	
F3	4/11/97			47° 30,280		61° 34,625		
F3	4/11/97			47° 30,283		61° 34,625		
F4	4/11/97	1105	47° 30,281	47° 30,281	61° 34,580	61° 34,579	14,7	
F4	4/11/97			47° 30,280		61° 34,582		
F4	4/11/97			47° 30,283		61° 34,580		14,8

Tableau C 2 Position et profondeur des stations de benthos

Station	Latitude		Longitude		Profondeur	Prodondeur
	prévue	réelle	prévue	réelle	(m)	moyenne (m)
Zone d'étude						
A1-A	47° 30,933	47° 30,932	61° 36,275	61° 36,270	11	
A1-B		47° 30,933		61° 36,275		
A1-C		47° 30,932		61° 36,275		
A2-A	47° 30,933	47° 30,931	61° 36,220	61° 36,219	10,4	
A2-B		47° 30,933		61° 36,220		
A2-C		47° 30,931		61° 36,221		
A3-A	47° 30,897	47° 30,895	61° 36,166	61° 36,166	11,2	
A3-B		47° 30,897		61° 36,166		
A3-C		47° 30,898		61° 36,165		10,9
B1-A	47° 31,050	47° 31,050	61° 36,162	61° 36,163	10,8	
B1-B		47° 31,051		61° 36,162		
B1-C		47° 31,050		61° 36,161		
B2-A	47° 31,050	47° 31,051	61° 36,106	61° 36,104	10,2	
B2-B		47° 31,050		61° 36,107		
B2-C		47° 31,049		61° 36,105		
B3-A	47° 31,012	47° 31,012	61° 35,994	61° 35,990	10,6	
B3-B		47° 31,009		61° 35,994		
B3-C		47° 31,012		61° 35,994		10,5
C1-A	47° 31,169	47° 31,168	61° 36,002	61° 36,002	11,2	
C1-B		47° 31,170		61° 36,000		
C1-C		47° 31,167		61° 36,002		
C2-A	47° 31,169	47° 31,169	61° 35,955	61° 35,955	11	
C2-B		47° 31,168		61° 35,956		
C2-C		47° 31,167		61° 35,954		
C3-A	47° 31,153	47° 31,152	61° 35,979	61° 35,978	11	
C3-B		47° 31,153		61° 35,977		
C3-C		47° 31,152		61° 35,979		11,1
Zone de référence						
D1-A	47° 31,409	47° 31,408	61° 35,063	61° 35,064	12,6	
D1-B		47° 31,409		61° 35,063		
D1-C		47° 31,407		61° 35,063		
D2-A	47° 31,320	47° 31,319	61° 35,151	61° 35,151	12,7	
D2-B		47° 31,321		61° 35,152		
D2-C		47° 31,321		61° 35,151		
D3-A	47° 31,320	47° 31,320	61° 35,063	61° 35,062	12,8	
D3-B		47° 31,322		61° 35,063		
D3-C		47° 31,321		61° 35,064		
D4-A	47° 31,290	47° 31,290	61° 35,107	61° 35,106	12,8	
D4-B		47° 31,291		61° 35,107		
D4-C		47° 31,292		61° 35,107		12,7
E1-A	47° 30,786	47° 30,788	61° 35,107	61° 35,108	13,7	
E1-B		47° 30,786		61° 35,107		
E1-C		47° 30,789		61° 35,106		
E2-A	47° 30,786	47° 30,788	61° 35,063	61° 35,063	14,1	

Station	Latitude		Longitude		Profondeur	Prodondeur
	prévue	réelle	prévue	réelle	(m)	moyenne (m)
E2-B		47° 30,786		61° 35,064		
E2-C		47° 30,787		61° 35,063		
E3-A	47° 30,786	47° 30,788	61° 35,019	61° 35,020	14,5	
E3-B		47° 30,787		61° 35,018		
E3-C		47° 30,785		61° 35,018		
E4-A	47° 30,756	47° 30,755	61° 35,107	61° 35,106	14,7	
E4-B		47° 30,757		61° 35,108		
E4-C		47° 30,755		61° 35,107		14,3
F1-A	47° 30,311	47° 30,311	61° 34,580	61° 34,579	14,9	
F1-B		47° 30,313		61° 34,581		
F1-C		47° 30,311		61° 34,581		
F2-A	47° 30,281	47° 30,281	61° 34,712	61° 34,711	14,7	
F2-B		47° 30,280		61° 34,711		
F2-C		47° 30,283		61° 34,713		
F3-A	47° 30,281	47° 30,282	61° 34,624	61° 34,623	14,6	
F3-B		47° 30,281		61° 34,625		
F3-C		47° 30,284		61° 34,624		
F4-A	47° 30,281	47° 30,282	61° 34,580	61° 34,580	14,6	
F4-B		47° 30,281		61° 34,582		
F4-C		47° 30,280		61° 34,579		14,7

Tableau C 3 Données relatives aux échantillons récoltés pour l'activité exoenzymatique

Station	Date	Heure (HNA)	Température de l'eau (°C)	
			surface	fond
Zone d'étude				
A1	30/10/97	1400	8	7,5
A2	30/10/97	1425	7,5	
A3	30/10/97	1508		
B1	30/10/97	1540	7,5	7,5
B2	30/10/97	1600		
B3	31/10/97	850	7,5	
B3-1	5/11/97	1140		
C1	6/11/97	1120	7	7,5
C2	6/11/97	1105		
C3	6/11/97	1045		
Zone de référence				
D1	6/11/97	1020		
D2	6/11/97	1000	7,2	7,5
D3	6/11/97	940		
D4	6/11/97	925		
E1	6/11/97	900		
E2	6/11/97	840	7,5	
E3	4/11/97	1600		
E4	4/11/97	1515	8	7,5
F1	4/11/97	1440		8
F2	4/11/97	1400		
F2-1	4/11/97	1415		
F3	4/11/97	1200	8	
F4	4/11/97	1105	8	8

Tableau C 4 Données de terrain - Paramètres de support

Monticule ou Secteur	Date	*in situ*		Interface eau-sédiment		Vents		Secchi
		Température (° C)	Salinité (‰)	Température (° C)	pH	Direction	Vitesse (km/h)	(m)
Zone d'étude								
A	1997-06-11	8,0	22,0	8,0	8,1	NO	20	> 4
B	1997-06-11	7,5	22,3	7,5	8,1	NO	20	> 4
C	1997-06-11	7,5	22,8	7,0	8,1	NO	20	> 4
Zone de référence								
D	1997-06-11	7,5	22,0	7,0	8,1	NO	20	> 4
E	1997-04-11	7,5	22,0	8,0	8,0	SO	15	> 4
F	1997-04-11	8,0	22,0	8,0	8,2	SO	15	> 4

Annexe D Résultats des analyses physico-chimiques incluant les données du contrôle de la qualité

Tableau D 1 Résultats des analyses physico-chimiques

			GRANULOMÉTRIE								PARAMÈTRES DE SUPPORT					
			Graviers	Sables (Tamis)					Limon (hyd.)	Argile (hyd.)						
Zone	ID de la station	ID de l'éch.	> 2mm	2 à 1 mm	1 à 0.5 mm	.5 à .25 mm	.25 à .125 mm	.125 à .063 mm	.063 à .004 mm	< 0.004 mm	Az. amm. eau interstitielle	Az. amm. sédiment	Sulfures sédiment	Potentiel Redox sédiment	humidité	Az. Amm. eau interstitielle
		Unités →	%	%	%	%	%	%	%	%	mg NH3-N/L	ug NH3-N/g	ug S/g	mV	%	mg NH3-N/L
Zones d'étude (i.e. monticules)																
	A1	1	0	1,9	5,2	34,6	47,4	9,4	2	1	3,97	1,24	0,01	298	18,4	16,6
	A2	2	0	1,1	1,9	32,4	53,2	9,9	0	3	3,42	1,09	0,01	318	19,6	3,4
	A3	3	0	1,7	3,7	29	51,4	12	2	1	2,47	1,02	0,01	333	16,1	3,7
	B1	4	0	0,4	1	29,9	58,7	8,3	1	1	6,19	1,79	0,02	292	21,4	11,4
	B2	5	0	0,4	2,2	34,2	55,7	6,1	1	2	4,7	1,52	0,02	276	17,3	6,3
	B3	6	0	0,8	3,9	51,1	41,7	1,7	0	0	2,06	0,56	0,02	326	15,8	nd
	C1	7	0	1,1	3,6	62	30,8	1,7	0	0	1,16	0,37	0,01	331	14,7	1,3
	C2 (1)	8	0	0,5	1,2	46,7	46,1	4,3	0	0	0,61	0,19	0,03	336	16,4	nd
	C3	10	0	0,8	1,3	58,5	35,3	3,1	2	0	1,29	0,35	0,12	353	18,2	0,6
Zones de référence																
	D1 + D3	11 + 13	0	0,4	0,9	41,3	42,8	13,2	0	0	14,3	7,43	1,31	250	20,7	18
	D2 + D4	12 + 14	0	0,4	1,8	34,1	42,5	19,8	0	1	17,4	7,44	0,8	253	20,9	19,8
	E1 + E3	15 + 17	0	0,3	1,9	33,5	47	16,3	1	1	16,2	5,67	2,65	221	21,2	15,4
	E2 + E4	16 + 18	0	0,3	0,8	27,9	47,4	22,3	0	3	16,7	7,71	0,75	211	23,6	28,5
	F1 + F2	19 + 20	0	0,3	0,8	23,4	48,9	23,8	1	2	20,7	9,13	2,14	194	20,1	30,6
	F3 + F4	21 + 22	0	0,8	1,2	26,9	47,9	21,6	2	1	27,5	11,9	2,66	194	24,2	35,3

			GRANULOMÉTRIE								PARAMÈTRES DE SUPPORT					
			Graviers	Sables (Tamis)					Limon (hyd.)	Argile (hyd.)						
Zone	ID de la station	ID de l'éch.	> 2mm	2 à 1 mm	1 à 0.5 mm	.5 à .25 mm	.25 à .125 mm	.125 à .063 mm	.063 à .004 mm	< 0.004 mm	Az. amm. eau interstitielle	Az. amm. sédiment	Sulfures sédiment	Potentiel Redox sédiment	humidité	Az. Amm. eau interstitielle
		Unités →	%	%	%	%	%	%	%	%	mg NH3-N/L	ug NH3-N/g	ug S/g	mV	%	mg NH3-N/L
			CONTRÔLE DE QUALITÉ													
	C2 (2)	9	0	1,2	3,5	49,7	41,7	2,6	0	0	1,04	0,28	0,01	349	18,2	nd
	-	Control Whitby	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	Organisation chargée des travaux [A] →		CSL	CSL	CSL	CSL	CSL	CSL	CSL	CSL	ESC	ESC	ESC	ESC	CSL	CSL

[A] CSL = Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, Montréal, QC ; ESC = *Environmental Science Centre*, Environment Canada, Moncton, NB.

Tableau D1 Résultats des analyses physico-chimiques (suite)

Zone	ID de la station	ID de l'éch.	MÉTAUX													Carbone Organique Tot.	Profondeur
			Arsenic extr.	Béryllium extr.	Cadmium extr.	Chrome extr.	Cobalt extr.	Cuivre extr.	Étain extr.	Mercure total	Nickel extr.	Plomb extr.	Sélénium extr.	Vanadium extr.	Zinc extr.		
			mg/kg sec	mg/kg sec	mg/kg sec	mg/kg sec	mg/kg sec	mg/kg sec	mg/kg sec	ug/kg séd. hum.	mg/kg sec	mg/kg sec	mg/kg sec	mg/kg sec	mg/kg sec	%	m
Zones d'étude (i.e. monticules)																	
	A1	1	< 2.0	0,133	< 0.25	7,880	2,555	2,345	< 3.0	< 5.0	6,361	2,333	< 3.0	12,815	11,255	0,050	11,20
	A2	2	< 2.0	< 0.13	< 0.25	7,455	2,351	1,987	< 3.0	< 5.0	5,888	2,281	< 3.0	11,008	8,608	0,050	10,50
	A3	3	< 2.0	0,180	< 0.25	9,883	3,325	3,638	< 3.0	< 5.0	8,738	2,962	< 3.0	14,882	13,470	0,050	11,10
	B1	4	< 2.0	< 0.13	< 0.25	3,826	1,403	1,664	< 3.0	< 5.0	4,148	< 0.7	< 3.0	3,620	5,992	0,070	10,80
	B2	5	< 2.0	< 0.13	< 0.25	2,892	1,308	1,751	< 3.0	< 5.0	3,530	0,732	< 3.0	3,445	5,265	0,070	10,10
	B3	6	< 2.0	< 0.13	< 0.25	2,284	0,944	0,872	< 3.0	< 5.0	2,451	< 0.7	< 3.0	2,620	4,012	0,040	10,60
	C1	7	< 2.0	< 0.13	< 0.25	2,223	1,139	1,256	< 3.0	< 5.0	2,713	0,819	< 3.0	3,311	4,992	0,050	11,20
	C2 (1)	8	< 2.0	< 0.13	< 0.25	2,845	1,338	1,289	< 3.0	< 5.0	3,194	0,832	< 3.0	3,983	9,337	0,040	11,00
	C3	10	< 2.0	< 0.13	< 0.25	1,551	0,626	1,736	< 3.0	< 5.0	3,029	0,738	< 3.0	4,483	5,430	0,040	11,10
Zones de référence																	
	D1 + D3	11 + 13	< 2.0	< 0.13	< 0.25	4,336	1,566	1,599	< 3.0	< 5.0	4,128	1,101	< 3.0	5,071	6,466	0,110	12,70
	D2 + D4	12 + 14	< 2.0	< 0.13	< 0.25	4,808	1,813	2,029	< 3.0	< 5.0	4,483	1,079	< 3.0	6,202	9,305	0,110	12,80
	E1 + E3	15 + 17	< 2.0	< 0.13	< 0.25	3,849	1,397	1,550	4,062	< 5.0	3,808	0,905	< 3.0	4,358	6,175	0,110	14,10
	E2 + E4	16 + 18	< 2.0	< 0.13	< 0.25	3,487	1,349	1,196	< 3.0	< 5.0	3,630	1,030	< 3.0	3,609	6,790	0,110	14,30
	F1 + F2	19 + 20	< 2.0	< 0.13	< 0.25	4,665	1,508	1,518	< 3.0	< 5.0	4,438	1,102	< 3.0	4,437	7,254	0,110	14,85
	F3 + F4	21 + 22	< 2.0	< 0.13	< 0.25	3,981	1,248	1,100	< 3.0	< 5.0	3,587	0,809	< 3.0	3,640	5,923	0,100	14,65

Zone	ID de la station	ID de l'éch.	MÉTAUX														
			Arsenic extr.	Béryllium extr.	Cadmium extr.	Chrome extr.	Cobalt extr.	Cuivre extr.	Étain extr.	Mercure total	Nickel extr.	Plomb extr.	Sélénium extr.	Vanadium extr.	Zinc extr.	Carbone Organique Tot.	Profondeur
			mg/kg sec	mg/kg sec	mg/kg sec	mg/kg sec	mg/kg sec	mg/kg sec	mg/kg sec	ug/kg séd. hum.	mg/kg sec	mg/kg sec	mg/kg sec	mg/kg sec	mg/kg sec	%	m
CONTRÔLE DE QUALITÉ																	
	C2 (2) -	9 Control Whitby	< 2.0 -	< 0.13 -	< 0.25 -	3,073 -	1,377 -	5,231 -	< 3.0 -	< 5.0 -	3,174 -	0,857 -	< 3.0 -	4,014 -	7,996 -	0,040 -	11,00 -
	Organisation chargée des travaux [A] →		CSL	CSL	CSL	CSL	CSL	CSL	CSL	CSL	CSL	CSL	CSL	CSL	CSL	CSL	SAB

[A] CSL = Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, Montréal, QC ; SAB = Laboratoires SAB inc., Montréal, QC.

Tableau D 2 Exactitude (% de récupération) et précision (coefficients de variation) des méthodes utilisées pour mesurer différents paramètres chimiques sur des échantillons de sédiments provenant du site dépôt D

Paramètre	Récupération des matériaux de référence certifiés (%)[a]	Coefficient de variation (%) [a]
Pourcentage d'humidité (%)	n.d. [c]	n.d.
Carbone organique total (%)	107	2
Arsenic extractible (mg As/kg sec)	53 (98) [b]	17
Béryllium extractible (mg Be/kg sec)	37 (101)	17
Cadmium extractible (mg Cd/kg sec)	125 (101)	5
Chrome extractible (mg Cr/kg sec)	26 (98)	5
Cobalt extractible (mg Co/kg sec)	82 (101)	5
Cuivre extractible (mg Cu/kg sec)	81 (98)	5
Étain extractible (mg Sn/kg sec)	n.d.	n.d.
Mercure total (µg Hg/kg humide)	99 (99)	15
Nickel extractible (mg Ni/kg sec)	60 (101)	5
Plomb extractible (mg Pb/kg sec)	53 (102)	5
Sélénium extractible (mg Se/kg sec)	n.d. (105)	n.d.
Vanadium extractible (mg V/kg sec)	43 (97)	5
Zinc extractible (mg Zn/kg sec)	73 (91)	5

[a] Le pourcentage de récupération et les coefficients de variation ont été obtenus avec le sédiment de référence certifié MESS-1.

[b] La valeur entre parenthèses indique l'exactitude pour la détection instrumentale avec un MRC liquide.

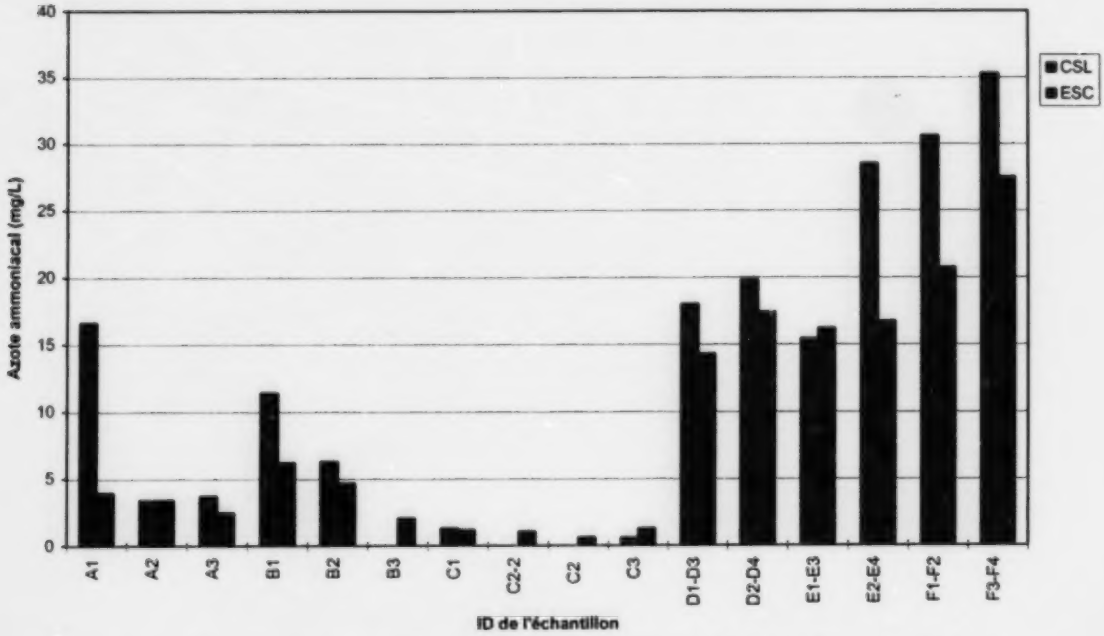
[c] n.d. = non déterminé.

Tableau D 3 Exactitude, exprimée en pourcentage de différence par rapport à la moyenne, de la méthode utilisée pour déterminer la granulométrie des échantillons de sédiments provenant du site dépôt D

Granulométrie	% de différence par rapport à la moyenne[a]
> 2 mm (gravier)	0,0
2 à 1 mm (sable très grossier)	0,0
1 à 0,5 mm (sable grossier)	0,0
0,5 à 0,25 mm (sable moyen)	4,3
0,25 à 0,125 mm (sable fin)	1,6
0,125 à 0,063 mm (sable très fin)	2,2
0,063 à 0,004 mm (limon)	27,7
< 0,004 mm (argile)	8,3

[a] Les résultats inférieurs <1% ont été exclus des calculs.

Annexe E Comparaison des teneurs en azote ammoniacal dans l'eau interstitielle des sédiments telles que mesurées par le Centre Saint-Laurent et le Centre des Sciences Environnementales



Annexe E1. Teneurs en azote ammoniacal dans l'eau interstitielle des sédiments du Dépôt D (échantillonnage de 1997)

Figure E1 **Comparaison des teneurs en azote ammoniacal dans l'eau interstitielle des sédiments telles que mesurées par le Centre Saint-Laurent (CSL) et le *Environmental Science Centre* (ESC)**

Annexe F Résultats des essais toxicologiques incluant les données du contrôle de la qualité

Tableau F 1 Résultats des essais Microtox sur la phase liquide des sédiments marins provenant du site dépôt D

Station	Date d'analyse	Paramètre de mesure en % v/v				
		CMEO	CSEO	CSE	CI_{50}	CI_{25}
A1	1997-11-17	50	25	35,4	> 50	> 50
A2	1997-11-17	50	25	35,4	> 50	> 50
A3	1997-11-17	50	25	35,4	> 50	> 50
B1	1997-11-18	12,5	6,3	8,8	81,7	27,2
B2	1997-11-18	50	25	35,4	> 50	> 50
B3	1997-11-18	n.m. [A]	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.
C1	1997-11-19	50	25	35,4	> 50	> 50
C2	1997-11-19	50	25	35,4	> 50	> 50
C2(2)	1997-11-19	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.
C3	1997-11-20	50	25	35,4	> 50	> 50
D1-D3	1997-11-20	50	25	35,4	> 50	> 50
D2-D4	1997-11-20	50	25	35,4	> 50	> 50
E1-E3	1997-11-20	50	25	35,4	> 50	> 50
E2-E4	1997-11-21	< 0,78	< 0,78	< 0,78	5,8	2,0
F1-F2	1997-11-21	50	25	35,4	> 50	> 50
F3-F4	1997-11-21	< 0,39	< 0,39	< 0,39	3,8	1,2

[A] n.m. = non mesuré.

Tableau F 2 Résultats des essais Microtox sur la phase solide des sédiments marins provenant du site dépôt D

Station	Date d'analyse	Paramètre de mesure en mg séd. hum. / L		
		CI_{25}	Intervalle de confiance 95 %	
			inférieur	supérieur
A1	1997-11-18	45953	11405	> 100 000
A2	1997-11-18	> 100 000	n/a [A]	n/a
A3	1997-11-18	45636	18720	> 100 000
B1	1997-11-19	> 100 000	n/a	n/a
B2	1997-11-19	> 100 000	n/a	n/a
B3	1997-11-19	> 100 000	n/a	n/a
C1	1997-11-19	> 100 000	n/a	n/a
C2	1997-11-19	> 100 000	n/a	n/a
C2 (2)	1997-11-20	> 100 000	n/a	n/a
C3	1997-11-20	> 100 000	n/a	n/a
D1-D3	1997-11-20	56466	33813	97500
D2-D4	1997-11-20	54985	31334	99640
E1-E3	1997-11-24	> 100 000	n/a	n/a
E2-E4	1997-11-24	> 100 000	n/a	n/a
F1-F2	1997-11-24	85460	24832	> 100 000
F3-F4	1997-11-24	84881	37713	> 100 000

[A] n/a = ne s'applique pas.

Tableau F 3 Résultats des essais réalisés avec des amphipodes marins (*Rhepoxynius abronius*) sur des échantillons de sédiments du site dépôt D

Station	Pourcentage de survie						
	rép. #1	rép. #2	rép. #3	rép. #4	rép. #5	Moyenne	Écart type
Contrôle (Whitby)	95	95	90	95	85	**92**	4,47
A1	100	100	80	95	80	**91**	10,25
A2	100	90	90	100	95	**95**	5
A3	95	85	100	95	95	**94**	5,48
B1	90	100	95	90	90	**93**	4,47
B2	85	85	90	80	100	**88**	7,58
B3	95	90	~~15~~ [A]	95	90	**92,5**	2,89
C1	85	90	100	100	80	**91**	8,94
C2	100	95	95	95	100	**97**	2,74
C2 (2)	95	90	85	95	90	**91**	4,18
C3	95	90	80	95	95	**91**	6,52
D1-D3	100	85	90	80	90	**89**	7,42
D2-D4	100	100	100	100	75	**95**	11,18
E1-E3	95	90	100	85	100	**94**	6,52
E2-E4	90	90	80	90	100	**90**	7,07
F1-F2	90	95	90	85	95	**91**	4,18
F3-F4	80	95	90	100	90	**91**	7,42

[A] Valeur rejetée pour le calcul de la moyenne car aberrante.

Tableau F 4 Pourcentage (%) de la fertilisation chez des oursins de mer (*Lytechinus pictus*) exposés à des échantillons de sédiments du site dépôt D (essais réalisés le 13 novembre 1997)

Station	% d 'oeufs fertilisés					
	Contrôle	10% d'eau interstitielle	33% d'eau interstitielle	100% d'eau interstitielle	CI_{50} (intervalles de confiance 95%) (%)	CI_{25} (intervalles de confiance 95%) (%)
A1	87, 85, 96, 91	91, 96, 93, 87	95, 97, 86, 85	74, 91, 78, 83	> 100	> 100
A2	91, 91, 94, 96	91, 93, 93, 95	97, 93, 93, 96	94, 95, 83, 88	> 100	>100
A3	94, 94, 92, 96	98, 98, 94, 96	94, 98, 91, 88	74, 87, 68, 68	> 100	> 100
B1	90, 96, 91, 96	93, 92, 90, 95	93, 97, 85, 95	84, 80, 81, 90	> 100	> 100
B2	93, 94, 92, 92	93, 94, 96, 95	90, 94, 93, 92	91, 89, 83, 91	> 100	> 100
B3	85, 87, 92, 93	99, 97, 91, 97	98, 93, 96, 91	90, 94, 83, 96	> 100	> 100
C1	83, 94, 99, 99	93, 93, 95, 89	92, 97, 87, 90	75, 78, 81, 70	> 100	> 100
C2	93, 90, 97, 98	97, 98, 100, 99	86, 83, 96, 91	81, 83, 90, 81	> 100	> 100
C2 (2)	92, 94, 97, 96	99, 99, 95, 95	59, 65, 51, 67	49, 40, 36, 46	80.1(S.D. =7.15)	25.7(21.9-30.4)
C3	97, 99, 99, 99	96, 99, 98, 100	91, 88, 88, 67	55, 81, 76, 89	> 100	> 100
D1-D3	99, 98, 99, 99	96, 100, 98, 99	80, 73, 84, 81	44, 47, 53, 60	> 100	45.8(29.6-58.4)
D2-D4	100, 98, 97, 100	100, 98, 100, 99	95, 81, 99, 98	58, 39, 63, 63	> 100	66.9(48.2-82.2)
E1-E3	91, 96, 98, 97	98, 94, 87, 99	98, 96, 92, 95	32, 56, 43, 65	> 100	67.2(55.2-83.5)
E2-E4	99, 99, 98, 94	97, 98, 96, 93	98, 96, 90, 89	42, 48, 31, 49	91.6 (S.D.=3.99)	59.4 (50.8-67.7)
F1-F2	99, 98, 99, 95	93, 96, 94, 96	98, 100, 98, 80	58, 77, 62, 76	> 100	86.0 (S.D.=7.95)
F3-F4	99, 96, 99, 96	99, 98, 99, 95	97, 88, 96, 85	28, 53, 61, 42	91.0(S.D.=5.14)	59.8(49.1-75.4)

Annexe G Résultats du contrôle de la qualité des analyses de benthos

Tableau G 1 Échantillons partitionnés et résultats du contrôle de qualité sur la partition

Échantillon	Nombre de partitions	Partition	Partition totale	Coefficient de variation (%) [A]
A2	3	1/8	3/8	
A3	3	1/8	3/8	4,2
B1	3	1/4	3/4	
B2	3	1/4	3/4	
C2	4	1/8	1/2	
D1	2	1/4	1/2	
D2	2	1/4	1/2	
D4	2	1/4	1/2	
E1	2	1/4	1/2	
E2	3	1/8	3/8	
E3	3	1/8	3/8	
F1	4	1/8	1/2	
F2	3	1/4	3/4	5,1

[A] écart type ÷ moyenne d'abondance × 100

Tableau G 2 Résultats du contrôle de qualité sur le tri des organismes benthiques

Échantillon	Nombre total d'organismes triés [A]	Nombre (pourcentage) d'organismes oubliés
B2	731	14 (1,9)
C3	297	9 (3,0)

[A] Ce nombre inclut les morceaux et les coquilles vides qui n'ont pas été considérés dans le nombre donné dans la matrice d'abondance.

Annexe H Résultats analytiques présentés sous forme d'histogrammes

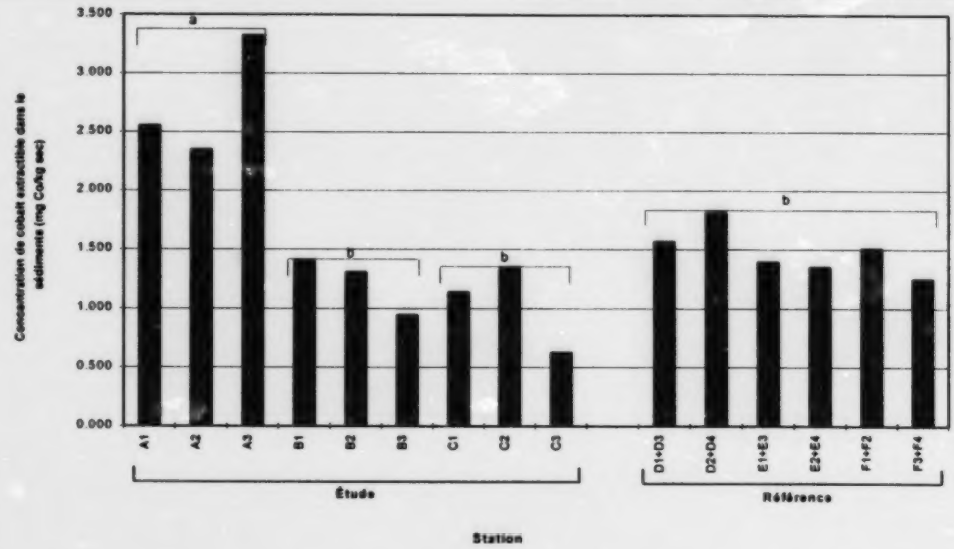


Figure H 1. Concentration de cobalt extractible (mg/kg poids sec) dans les sédiments du site Dépôt D. Les barres montrant des lettres différentes indiquent que les résultats sont significativement différents ($p<0,05$).

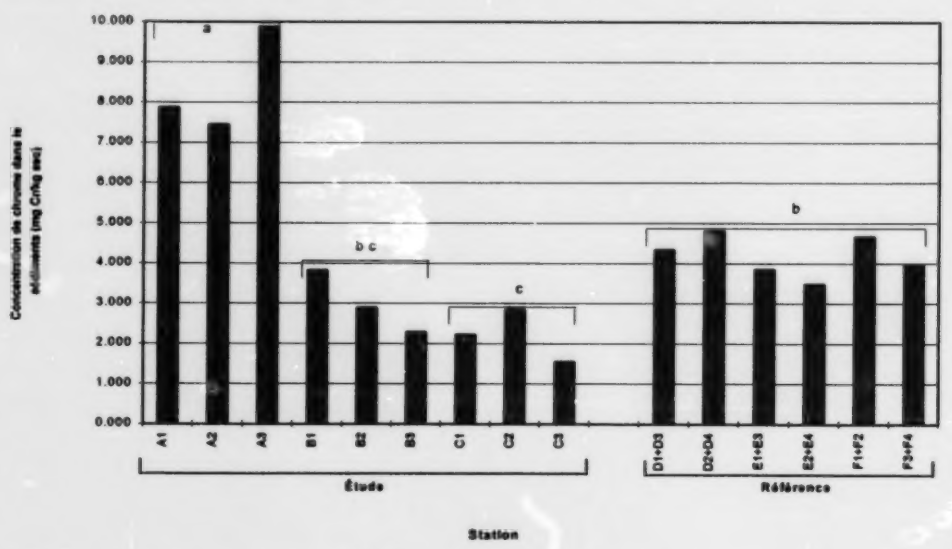


Figure H 2. Concentration de chrome extractible (mg/kg séd. sec) dans les sédiments des zones d'étude et de référence. Les barres montrant des lettres différentes indiquent que les résultats sont significativement différents ($p<0,05$).

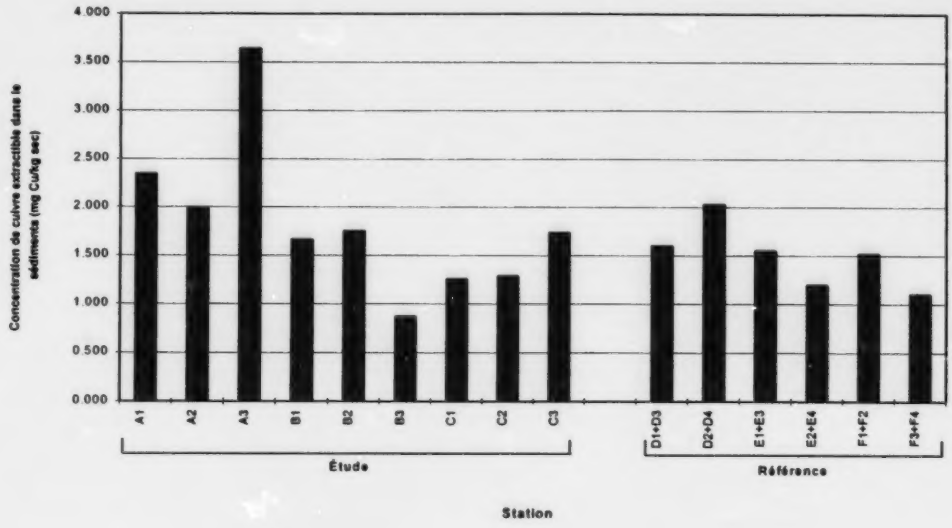


Figure H 3. Concentration de cuivre extractible (mg/kg poids sec) dans les sédiments du site Dépôt D

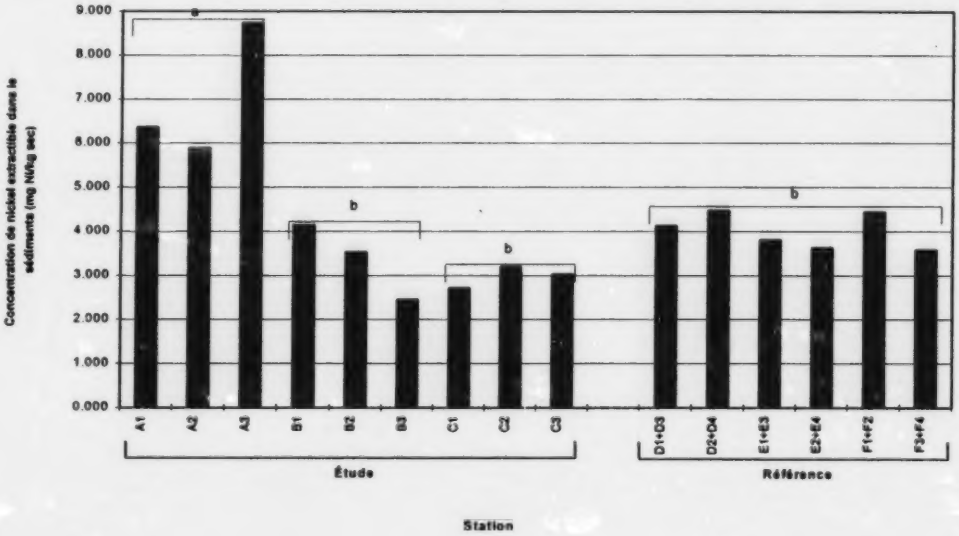


Figure H 4. Concentration de nickel extractible (mg/kg poids sec) dans les sédiments du site Dépôt D. Les barres montrant des lettres différentes indiquent que les résultats sont significativement différents ($p<0,05$).

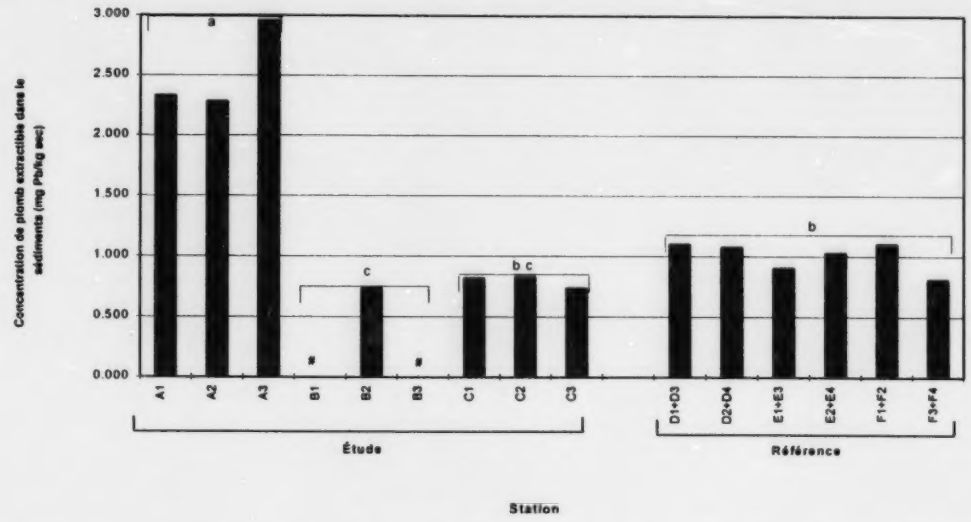


Figure H 5. Concentration de plomb extractible (mg/kg poids sec) dans les sédiments du site Dépôt D. Les barres montrant des lettres différentes indiquent que les résultats sont significativement différents ($p<0,05$) et le signe # indique un résultat sous la limite de détection.

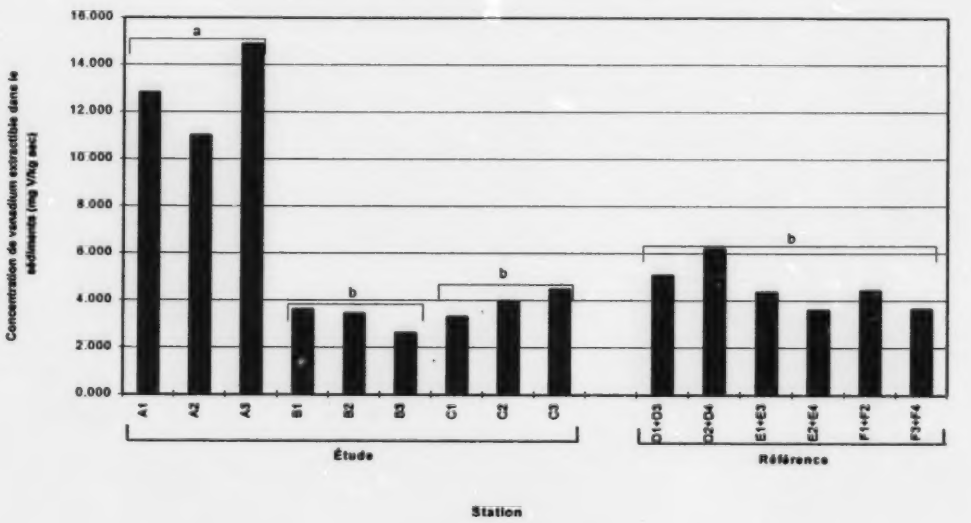


Figure H 6. Concentration de vanadium extractible (mg/kg poids sec) dans les sédiments du site Dépôt D. Les barres montrant des lettres différentes indiquent que les résultats sont significativement différents ($p<0,05$).

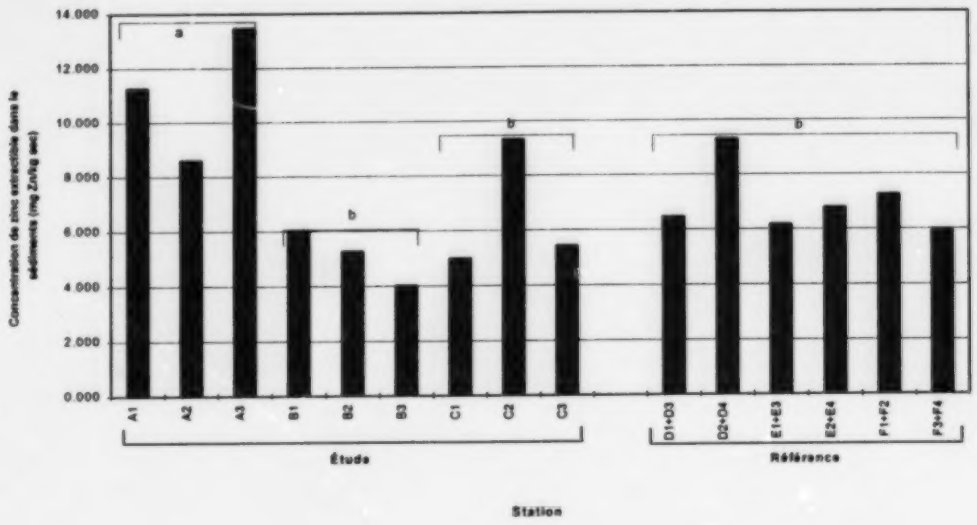


Figure H 7. Concentration de zinc extractible (mg/kg poids sec) dans les sédiments du site Dépôt D. Les barres montrant des lettres différentes indiquent que les résultats sont significativement différents ($p<0,05$).

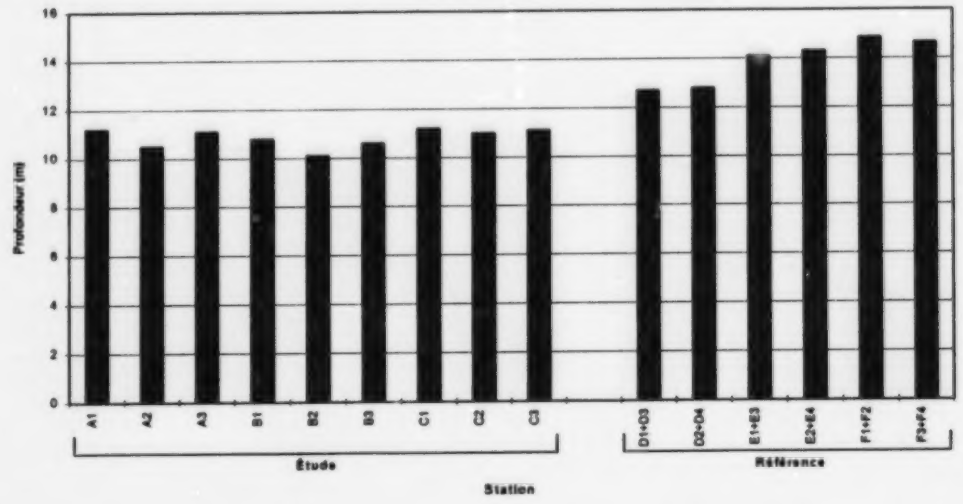


Figure H 8. Profondeur (m) des stations de la zone d'étude et de référence

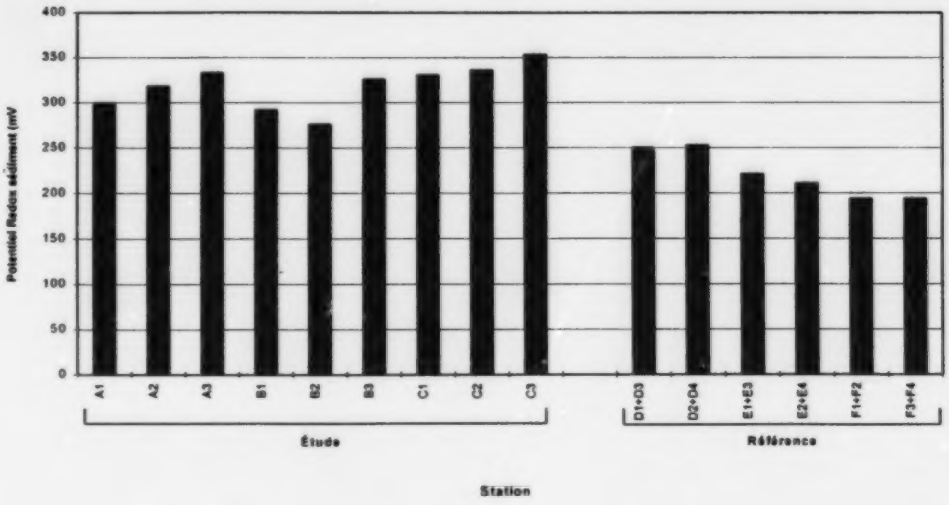


Figure H 9. Potentiel d'oxydo-réduction (mV) mesuré dans les sédiments des zones d'étude et de référence

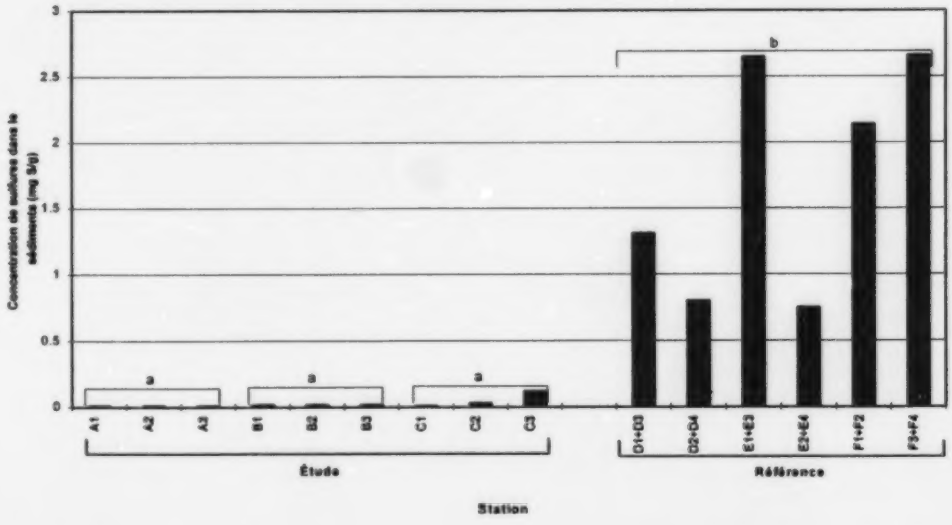


Figure H 10. Concentrations de sulfures (mg/g) mesurées dans les sédiments des zones d'étude et de référence. Les barres montrant des lettres différentes indiquent que les résultats sont significativement différents ($p<0,05$).

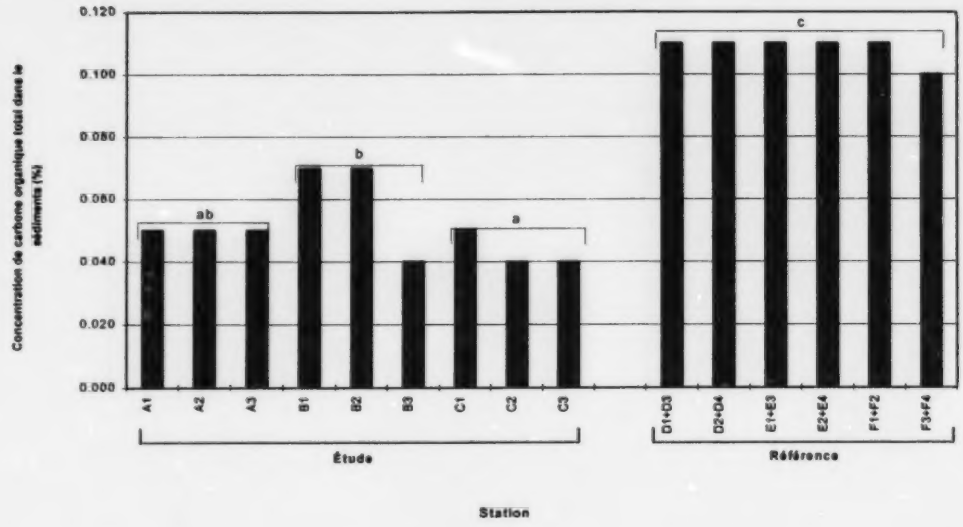


Figure H 11. Concentrations en carbone organique total (COT, %) dans les sédiments des zones d'étude et de référence. Les barres montrant des lettres différentes indiquent que les résultats sont significativement différents ($p<0,05$).

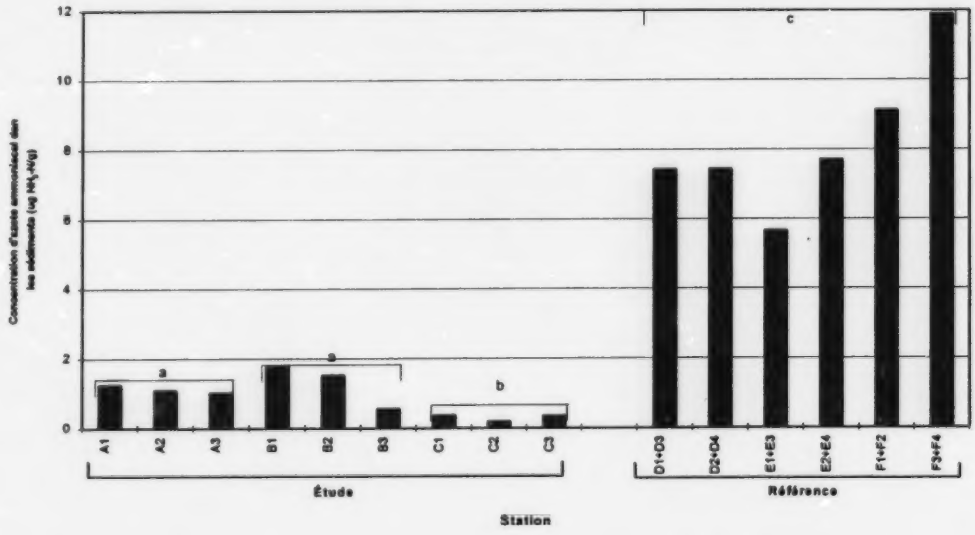


Figure H 12. Concentration d'azote ammoniacal (µg NH_3 - N /L) dans les sédiments des zones d'étude et de référence. Les barres montrant des lettres différentes indiquent que les résultats sont significativement différents ($p<0,05$).

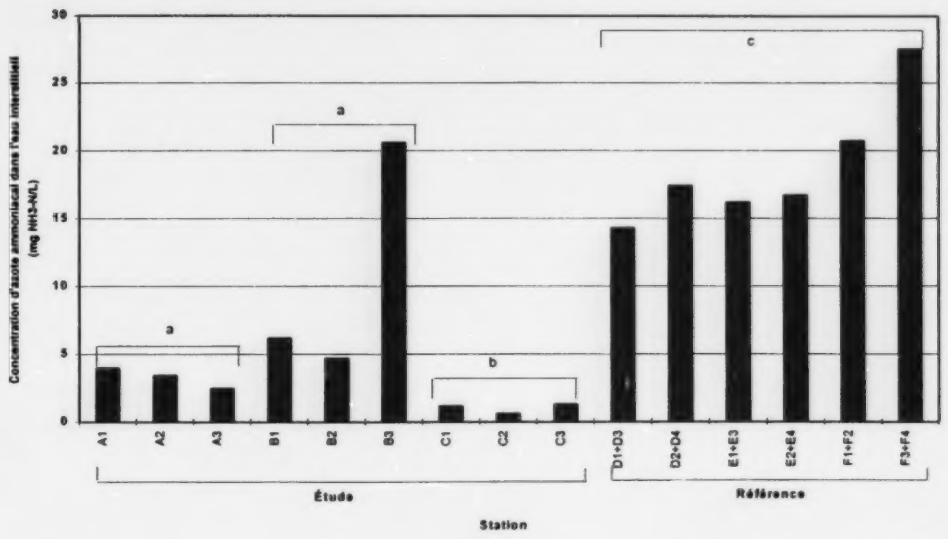


Figure H 13. Concentration d'azote ammoniacal (mg NH_3 - N /L) dans l'eau interstitielle des sédiments des zones d'étude et de référence. Les barres montrant des lettres différentes indiquent que les résultats sont significativement différents ($p<0,05$).

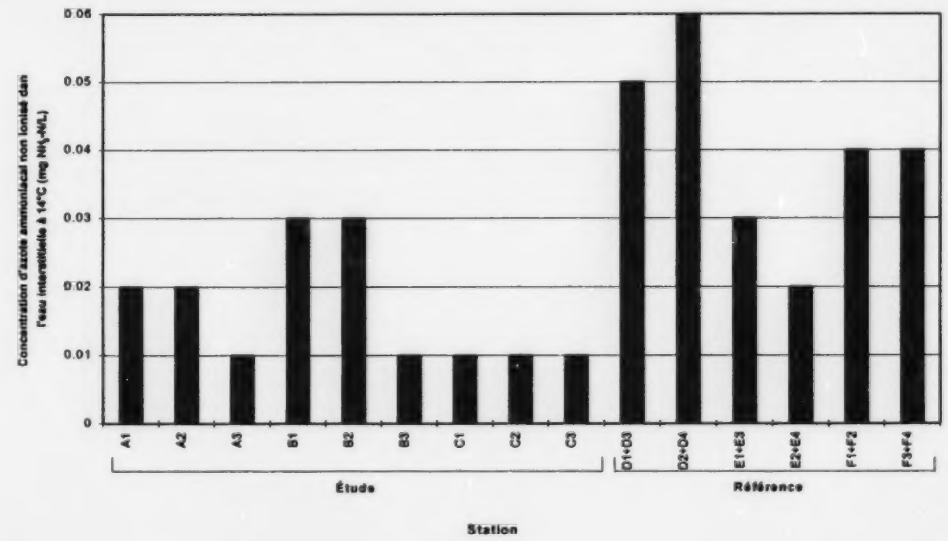


Figure H 14. Concentration d'azote ammoniacal non ionisée (mg NH_3 - N /L) dans l'eau interstitielle à 14°C des sédiments des zones d'étude et de référence.

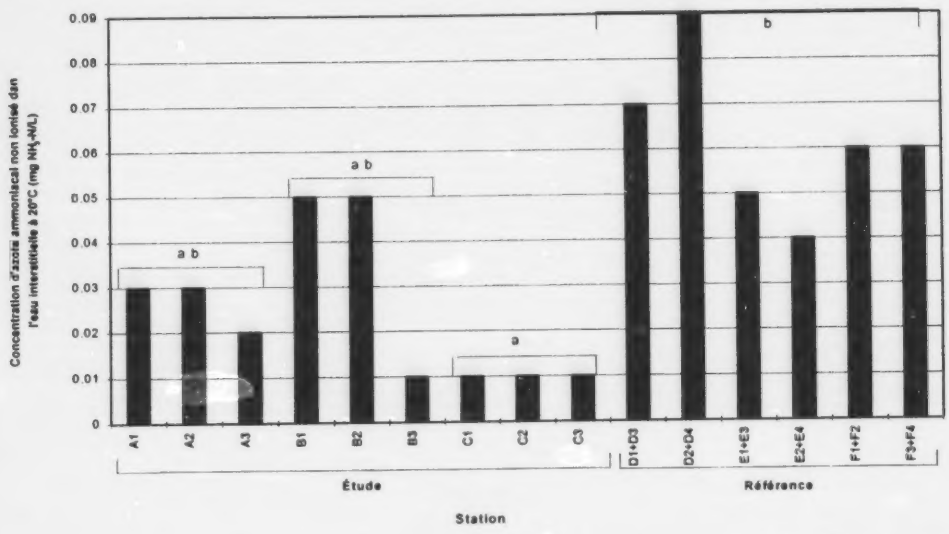


Figure H 15. Concentration d'azote ammoniacal non ionisée (mg NH_3 - N /L) dans l'eau interstitielle à 20°C des sédiments des zones d'étude et de référence. Les barres montrant des lettres différentes indiquent que les résultats sont significativement différents ($p<0,05$).

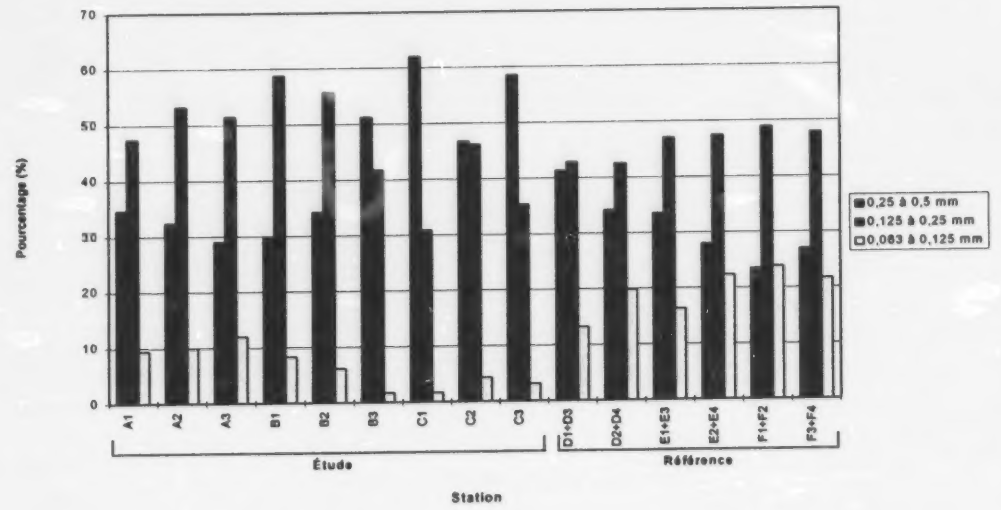


Figure H 16. Distribution de la granulométrie des sédiments prélevés au site Dépôt D (0,063 à 0,5 mm)

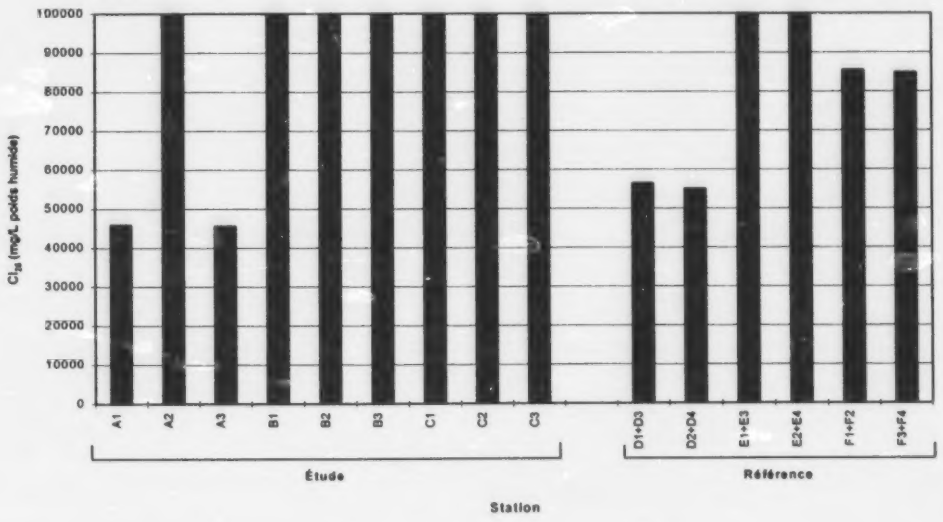


Figure H 17. Résultats du bioessais Microtox^{MC} sur phase solide(CI_{25} exprimée en mg sédiment humide /L)

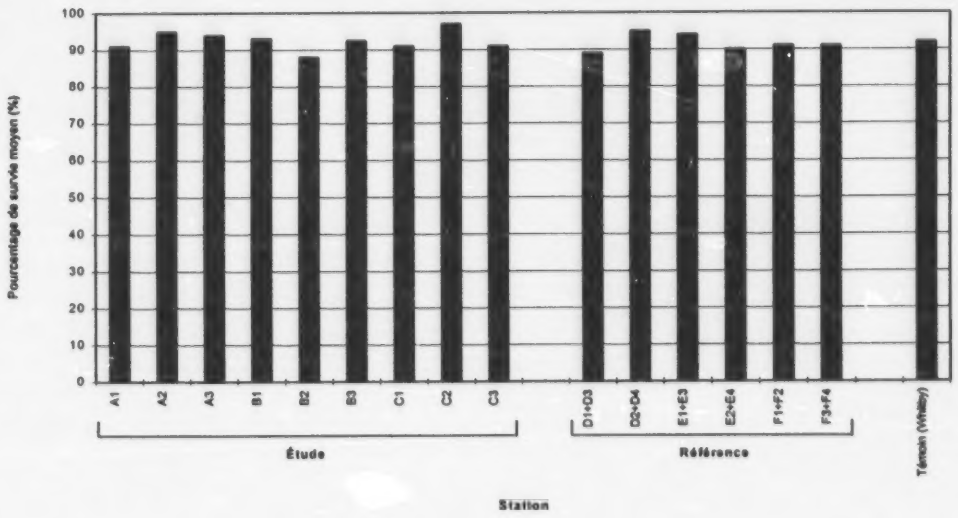


Figure H 18. Résultats du bioessai avec l'amphipode marin *Rhepoxynius abronius* (% de survie

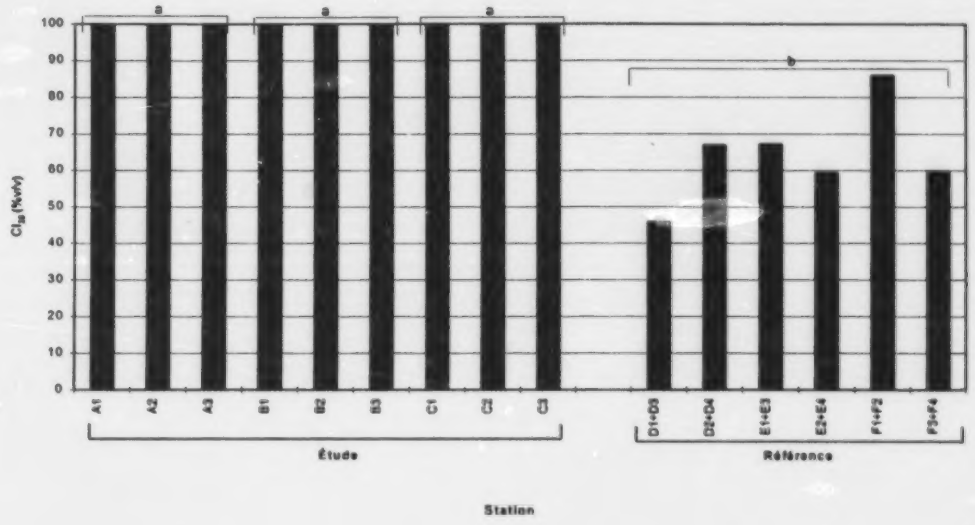


Figure H 19. Résultats du bioessai de fertilisation chez l'oursin de mer *Lytechinus pictus* (CI_{25}, exprimée en %v/v). Les barres montrant des lettres différentes indiquent que les résultats sont significativement différents ($p<0,05$).

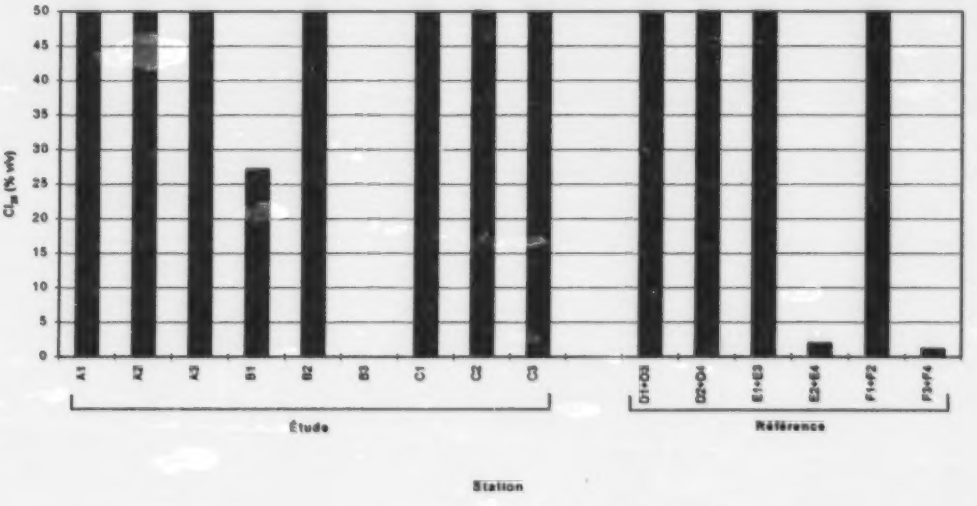


Figure H 20. Résultats du bioessais Microtox^{MC} sur phase liquide (CI_{25}, exprimée en % v/v)

Annexe I Tableaux ANOVA, pointages ACP et AC

Tableau I 1 Tableaux ANOVA - physico-chimie et toxicologie dépôt D 1997

Activité Exoenzymatique

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	1,892	5	0,378	14,370	4,59E-04
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	1,389	1	1,389	573,375	0,002
B vs DEF	0,465	1	0,465	191,950	0,005
C vs DEF	1,093	1	1,093	451,187	0,002
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,185	1	0,185	76,367	0,013
B vs C	0,099	1	0,099	40,970	0,024
A vs C	0,013	1	0,013	5,498	0,144
Entre DEF (Référence)	0,005	2	0,002	0,092	0,913
Stations dans les zones	0,237	9	0,026333		

Cobalt extractible

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,337	5	0,067	6,382	0,008
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,142	1	0,142	26,818	0,035
B vs DEF	0,015	1	0,015	2,897	0,231
C vs DEF	0,061	1	0,061	11,443	0,077
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,188	1	0,188	35,505	0,027
B vs C	0,011	1	0,011	2,119	0,283
A vs C	0,291	1	0,291	54,958	0,018
Entre DEF (Référence)	0,011	2	0,005	0,501	0,622
Stations dans les zones	0,095	9	0,011		

Carbone organique total (COT)

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	4,11E-04	5	8,22E-05	22,610	7,57E-05
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	2,23E-04	1	2,23E-04	560,322	0,002
B vs DEF	1,48E-04	1	1,48E-04	372,877	0,003
C vs DEF	2,94E-04	1	2,94E-04	739,967	0,001
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	5,67E-06	1	5,67E-06	14,276	0,063
B vs C	1,86E-05	1	1,86E-05	46,748	0,021
A vs C	3,72E-06	1	3,72E-06	9,352	0,092
Entre DEF (Référence)	7,95E-07	2	3,97E-07	0,109	0,898
Stations dans les zones	3,27E-05	9	3,64E-06		

Chrome extractible

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	5,91E-01	5	1,18E-01	14,577	9,53E-04
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	1,82E-01	1	1,82E-01	37,045	0,026
B vs DEF	4,61E-02	1	4,61E-02	9,377	0,092
C vs DEF	1,67E-01	1	1,67E-01	33,991	0,028
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	3,09E-01	1	3,09E-01	62,894	0,016
B vs C	2,81E-02	1	2,81E-02	5,724	0,139

Nickel extractible

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,242	5	4,84E-02	8,434	3,29E
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,112	1	1,12E-01	55,749	0,0
B vs DEF	0,014	1	1,39E-02	6,914	0,11
C vs DEF	0,003	1	3,31E-03	1,648	0,32
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,154	1	1,54E-01	76,655	0,01
B vs C	0,003	1	3,08E-03	1,533	0,34
A vs C	0,200	1	2,00E-01	99,552	0,01
Entre DEF (Référence)	0,004	2	2,01E-03	0,350	0,71
Stations dans les zones	0,052	9	5,74E-03		

Plomb extractible

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,565	5	1,13E-01	49,902	2,72E-
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,320	1	3,20E-01	143,209	0,00
B vs DEF	0,043	1	4,35E-02	19,458	0,04
C vs DEF	0,019	1	1,94E-02	8,682	0,09
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,450	1	4,50E-01	201,387	0,00
B vs C	0,004	1	3,59E-03	1,608	0,33
A vs C	0,373	1	3,73E-01	166,928	0,00
Entre DEF (Référence)	0,004	2	2,23E-03	0,987	0,41
Stations dans les zones	0,020	9	2,26E-03		

Potentiel Redox

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,111	5	2,22E-02	44,174	1,58E-
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,050	1	5,04E-02	7,857	0,107
B vs DEF	0,035	1	3,50E-02	5,452	0,145
C vs DEF	0,073	1	7,25E-02	11,296	0,078
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,001	1	1,06E-03	0,164	0,724
B vs C	0,005	1	5,07E-03	0,790	0,468
A vs C	0,002	1	1,50E-03	0,234	0,677
Entre DEF (Référence)	0,013	2	6,42E-03	12,775	3,5E-
Stations dans les zones	0,005	9	5,03E-04		

Sable - 0,5-0,25 mm

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,158	5	3,16E-02	6,095	9,8E-0
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,000	1	2,05E-04	0,022	0,895
B vs DEF	0,011	1	1,14E-02	1,239	0,381
C vs DEF	0,127	1	1,27E-01	13,759	0,066
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,006	1	6,44E-03	0,697	0,492
B vs C	0,047	1	4,69E-02	5,076	0,153

A vs C	5,23E-01	1	5,23E-01	106,452	0,009
ntre DEF (Référence)	9,83E-03	2	4,91E-03	0,606	0,566
tations dans les zones	7,30E-02	9	8,11E-03		

rofondeur des stations

	SS	DDL	MS	F	P
ntre les zones	4,66E-02	5	9,33E-03	85,265	2,65E-07
ontrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	2,15E-02	1	2,15E-02	9,965	0,087
B vs DEF	2,94E-02	1	2,94E-02	13,632	0,066
C vs DEF	1,88E-02	1	1,88E-02	8,712	0,098
ontrastes entre les zones d'étude					
A vs B	4,63E-04	1	4,63E-04	0,215	0,689
B vs C	8,85E-04	1	8,85E-04	0,411	0,587
A vs C	6,80E-05	1	6,80E-05	0,032	0,875
ntre DEF (Référence)	4,31E-03	2	2,15E-03	19,694	5,16E-04
tations dans les zones	9,85E-04	9	1,09E-04		

nhibition de la fertilisation chez l'oursin

	SS	DDL	MS	F	P
ntre les zones	1,49E+00	5	2,98E-01	37,066	9,67E-06
ontrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	8,07E-01	1	8,07E-01	46,193	0,021
B vs DEF	8,07E-01	1	8,07E-01	46,193	0,021
C vs DEF	8,07E-01	1	8,07E-01	46,193	0,021
ontrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,00E+00	1	0,00E+00	0,000	1,000
B vs C	0,00E+00	1	0,00E+00	0,000	1,000
A vs C	0,00E+00	1	0,00E+00	0,000	1,000
ntre DEF (Référence)	3,49E-02	2	1,75E-02	2,176	0,169
tations dans les zones	7,23E-02	9	8,03E-03		

Azote ammoniacal total dans les sédiments

	SS	DDL	MS	F	P
ntre les zones	4,679	5	9,36E-01	38,283	5,43E-06
ontrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	1,468	1	1,47E+00	69,673	0,014
B vs DEF	1,419	1	1,42E+00	67,347	0,015
C vs DEF	4,144	1	4,14E+00	196,678	0,005
ontrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,0003	1	3,15E-04	0,015	0,914
B vs C	0,535	1	5,35E-01	25,392	0,037
A vs C	0,509	1	5,09E-01	24,158	0,039
ntre DEF (Référence)	0,042	2	2,11E-02	0,862	0,454
tations dans les zones	0,220	9	2,44E-02		

Azote ammoniacal sous forme non ionisée dans l'eau interstitielle

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	1,290	5	2,58E-01	6,504	7,4E-04
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,256	1	2,56E-01	4,129	0,179
B vs DEF	0,192	1	1,92E-01	3,097	0,221
C vs DEF	1,204	1	1,20E+00	19,419	0,021
Contrastes entre les zones d'étude					

A vs C	0,088	1	8,80E-02	9,535	0,091
Entre DEF (Référence)	0,018	2	9,23E-03	1,780	0,223
Stations dans les zones	0,047	9	5,18E-03		

Sulfures

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	13,619	5	2,72E+00	32,129	1,77E-05
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	9,496	1	9,50E+00	137,623	0,007
B vs DEF	7,053	1	7,05E+00	102,217	0,010
C vs DEF	5,513	1	5,51E+00	79,899	0,012
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,136	1	1,36E-01	1,971	0,295
B vs C	0,071	1	7,11E-02	1,031	0,417
A vs C	0,404	1	4,04E-01	5,855	0,137
Entre DEF (Référence)	0,138	2	6,90E-02	0,814	0,473
Stations dans les zones	0,763	9	8,48E-02		

Vanadium extractible

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,692	5	1,38E-01	31,391	1,95E-05
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,418	1	4,18E-01	28,748	0,033
B vs DEF	0,042	1	4,25E-02	2,921	0,230
C vs DEF	0,007	1	7,17E-03	0,493	0,555
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,545	1	5,45E-01	37,483	0,026
B vs C	0,011	1	1,11E-02	0,761	0,475
A vs C	0,401	1	4,01E-01	27,579	0,034
Entre DEF (Référence)	0,029	2	1,45E-02	3,298	0,084
Stations dans les zones	0,040	9	4,41E-03		

Sable très fin - 0,063-0,125 mm

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,209	5	4,18E-02	14,858	4,0E-04
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,032	1	3,23E-02	10,075	0,087
B vs DEF	0,107	1	1,07E-01	33,375	0,010
C vs DEF	0,161	1	1,61E-01	50,218	0,006
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,016	1	1,63E-02	5,090	0,153
B vs C	0,004	1	4,05E-03	1,264	0,378
A vs C	0,037	1	3,66E-02	11,425	0,077
Entre DEF (Référence)	0,006	2	3,21E-03	1,140	0,362
Stations dans les zones	0,025	9	2,81E-03		

Sable très grossier - 1-2 mm

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,008	5	1,65E-03	6,579	7,6E-04
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,008	1	7,51E-03	49,709	0,006
B vs DEF	0,001	1	1,49E-03	9,841	0,088
C vs DEF	0,001	1	1,26E-03	8,306	0,102
Contrastes entre les zones d'étude					

Tableau I 1 Tableaux ANOVA - physico-chimie et toxicologie dépôt D 1997

Activité Exoenzymatique

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	1,892	5	0,378	14,370	**4,59E-04**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	1,389	1	1,389	573,375	**0,002**
B vs DEF	0,465	1	0,465	191,950	**0,005**
C vs DEF	1,093	1	1,093	451,187	**0,002**
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,185	1	0,185	76,367	**0,013**
B vs C	0,099	1	0,099	40,970	**0,024**
A vs C	0,013	1	0,013	5,498	0,144
Entre DEF (Référence)	0,005	2	0,002	0,092	0,913
Stations dans les zones	0,237	9	0,026333		

Cobalt extractible

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,337	5	0,067	6,382	**0,008**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,142	1	0,142	26,818	**0,035**
B vs DEF	0,015	1	0,015	2,897	0,231
C vs DEF	0,061	1	0,061	11,443	0,077
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,188	1	0,188	35,505	**0,027**
B vs C	0,011	1	0,011	2,119	0,283
A vs C	0,291	1	0,291	54,958	**0,018**
Entre DEF (Référence)	0,011	2	0,005	0,501	0,622
Stations dans les zones	0,095	9	0,011		

Carbone organique total (COT)

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	4,11E-04	5	8,22E-05	22,610	**7,57E-05**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	2,23E-04	1	2,23E-04	560,322	**0,002**
B vs DEF	1,48E-04	1	1,48E-04	372,877	**0,003**
C vs DEF	2,94E-04	1	2,94E-04	739,967	**0,001**
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	5,67E-06	1	5,67E-06	14,276	0,063
B vs C	1,86E-05	1	1,86E-05	46,748	**0,021**
A vs C	3,72E-06	1	3,72E-06	9,352	0,092
Entre DEF (Référence)	7,95E-07	2	3,97E-07	0,109	0,898
Stations dans les zones	3,27E-05	9	3,64E-06		

Chrome extractible

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	5,91E-01	5	1,18E-01	14,577	**4,35E-04**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	1,82E-01	1	1,82E-01	37,045	**0,026**
B vs DEF	4,61E-02	1	4,61E-02	9,377	0,092
C vs DEF	1,67E-01	1	1,67E-01	33,991	**0,028**
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	3,09E-01	1	3,09E-01	62,894	**0,016**
B vs C	2,81E-02	1	2,81E-02	5,724	0,139

Nickel extractible

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,242	5	4,84E-02	8,434	**3,29E**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,112	1	1,12E-01	55,749	**0,01**
B vs DEF	0,014	1	1,39E-02	6,914	0,11
C vs DEF	0,003	1	3,31E-03	1,648	0,32
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,154	1	1,54E-01	76,655	**0,01**
B vs C	0,003	1	3,08E-03	1,533	0,34
A vs C	0,200	1	2,00E-01	99,552	**0,01**
Entre DEF (Référence)	0,004	2	2,01E-03	0,350	0,71
Stations dans les zones	0,052	9	5,74E-03		

Plomb extractible

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,565	5	1,13E-01	49,902	**2,72E-**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,320	1	3,20E-01	143,209	**0,00**
B vs DEF	0,043	1	4,35E-02	19,458	**0,04**
C vs DEF	0,019	1	1,94E-02	8,682	0,09
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,450	1	4,50E-01	201,387	**0,00**
B vs C	0,004	1	3,59E-03	1,608	0,33
A vs C	0,373	1	3,73E-01	166,928	**0,00**
Entre DEF (Référence)	0,004	2	2,23E-03	0,987	0,41
Stations dans les zones	0,020	9	2,26E-03		

Potentiel Redox

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,111	5	2,22E-02	44,174	**4,58E-**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,050	1	5,04E-02	7,857	0,10
B vs DEF	0,035	1	3,50E-02	5,452	0,14
C vs DEF	0,073	1	7,25E-02	11,296	0,07
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,001	1	1,06E-03	0,164	0,72
B vs C	0,005	1	5,07E-03	0,790	0,46
A vs C	0,002	1	1,50E-03	0,234	0,67
Entre DEF (Référence)	0,013	2	6,42E-03	12,775	**2,35E-**
Stations dans les zones	0,005	9	5,03E-04		

Sable - 0,5-0,25 mm

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,158	5	3,16E-02	6,095	**9,80E-**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,000	1	2,05E-04	0,022	0,89
B vs DEF	0,011	1	1,14E-02	1,239	0,38
C vs DEF	0,127	1	1,27E-01	13,759	0,06
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,006	1	6,44E-03	0,697	0,49
B vs C	0,047	1	4,69E-02	5,076	0,15

A vs C	5,23E-01	1	5,23E-01	106,452	**0,009**
ntre DEF (Référence)	9,83E-03	2	4,91E-03	0,606	0,566
tations dans les zones	7,30E-02	9	8,11E-03		

rofondeur des stations

	SS	DDL	MS	F	P
ntre les zones	4,66E-02	5	9,33E-03	85,265	**2,65E-07**
ontrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	2,15E-02	1	2,15E-02	9,965	0,087
B vs DEF	2,94E-02	1	2,94E-02	13,632	0,066
C vs DEF	1,88E-02	1	1,88E-02	8,712	0,098
ontrastes entre les zones d'étude					
A vs B	4,63E-04	1	4,63E-04	0,215	0,689
B vs C	8,85E-04	1	8,85E-04	0,411	0,587
A vs C	6,80E-05	1	6,80E-05	0,032	0,875
ntre DEF (Référence)	4,31E-03	2	2,15E-03	19,694	**5,16E-04**
tations dans les zones	9,85E-04	9	1,09E-04		

nhibition de la fertilisation chez l'oursin

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	1,49E+00	5	2,98E-01	37,066	**9,67E-06**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	8,07E-01	1	8,07E-01	46,193	**0,021**
B vs DEF	8,07E-01	1	8,07E-01	46,193	**0,021**
C vs DEF	8,07E-01	1	8,07E-01	46,193	**0,021**
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,00E+00	1	0,00E+00	0,000	1,000
B vs C	0,00E+00	1	0,00E+00	0,000	1,000
A vs C	0,00E+00	1	0,00E+00	0,000	1,000
Entre DEF (Référence)	3,49E-02	2	1,75E-02	2,176	0,169
Stations dans les zones	7,23E-02	9	8,03E-03		

Azote ammoniacal total dans les sédiments

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	4,679	5	9,36E-01	38,283	**8,43E-06**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	1,468	1	1,47E+00	69,673	**0,014**
B vs DEF	1,419	1	1,42E+00	67,347	**0,015**
C vs DEF	4,144	1	4,14E+00	196,678	**0,005**
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,0003	1	3,15E-04	0,015	0,914
B vs C	0,535	1	5,35E-01	25,392	**0,037**
A vs C	0,509	1	5,09E-01	24,158	**0,039**
Entre DEF (Référence)	0,042	2	2,11E-02	0,862	0,454
Stations dans les zones	0,220	9	2,44E-02		

Azote ammoniacal sous forme non ionisée dans l'eau interstitielle

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	1,290	5	2,58E-01	6,504	**7,94E-03**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,256	1	2,56E-01	4,129	0,179
B vs DEF	0,192	1	1,92E-01	3,097	0,221
C vs DEF	1,204	1	1,20E+00	19,419	**0,048**
Contrastes entre les zones d'étude					

A vs C	0,088	1	8,80E-02	9,535	0,091
Entre DEF (Référence)	0,018	2	9,23E-03	1,780	0,223
Stations dans les zones	0,047	9	5,18E-03		

Sulfures

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	13,619	5	2,72E+00	32,129	**1,77E-05**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	9,496	1	9,50E+00	137,623	**0,007**
B vs DEF	7,053	1	7,05E+00	102,217	**0,010**
C vs DEF	5,513	1	5,51E+00	79,899	**0,012**
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,136	1	1,36E-01	1,971	0,295
B vs C	0,071	1	7,11E-02	1,031	0,417
A vs C	0,404	1	4,04E-01	5,855	0,137
Entre DEF (Référence)	0,138	2	6,90E-02	0,814	0,473
Stations dans les zones	0,763	9	8,48E-02		

Vanadium extractible

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,692	5	1,38E-01	31,391	**1,95E-05**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,418	1	4,18E-01	28,748	**0,033**
B vs DEF	0,042	1	4,25E-02	2,921	0,230
C vs DEF	0,007	1	7,17E-03	0,493	0,555
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,545	1	5,45E-01	37,483	**0,026**
B vs C	0,011	1	1,11E-02	0,761	0,475
A vs C	0,401	1	4,01E-01	27,579	**0,034**
Entre DEF (Référence)	0,029	2	1,45E-02	3,298	0,084
Stations dans les zones	0,040	9	4,41E-03		

Sable très fin - 0,063-0,125 mm

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,209	5	4,18E-02	14,858	**4,04E-04**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,032	1	3,23E-02	10,075	0,087
B vs DEF	0,107	1	1,07E-01	33,375	**0,029**
C vs DEF	0,161	1	1,61E-01	50,218	**0,019**
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,016	1	1,63E-02	5,090	0,153
B vs C	0,004	1	4,05E-03	1,264	0,378
A vs C	0,037	1	3,66E-02	11,425	0,077
Entre DEF (Référence)	0,006	2	3,21E-03	1,140	0,362
Stations dans les zones	0,025	9	2,81E-03		

Sable très grossier - 1-2 mm

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,008	5	1,65E-03	6,579	**7,65E-03**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,008	1	7,51E-03	49,709	**0,020**
B vs DEF	0,001	1	1,49E-03	9,841	0,088
C vs DEF	0,001	1	1,26E-03	8,306	0,102
Contrastes entre les zones d'étude					

A vs B	0,003	1	3,41E-03	0,055	0,836
B vs C	0,326	1	3,26E-01	5,258	0,149
A vs C	0,263	1	2,63E-01	4,242	0,176
Entre DEF (Référence)	0,124	2	6,20E-02	1,563	0,261
Stations dans les zones	0,357	9	3,97E-02		

Azote ammoniacal total dans l'eau interstitielle

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	3,610	5	7,22E-01	29,671	**2,46E-05**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	1,141	1	1,14E+00	58,289	**0,017**
B vs DEF	0,901	1	9,01E-01	46,028	**0,021**
C vs DEF	3,262	1	3,26E+00	166,641	**0,006**
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,011	1	1,06E-02	0,542	0,538
B vs C	0,550	1	5,50E-01	28,097	**0,034**
A vs C	0,408	1	4,08E-01	20,843	**0,045**
Entre DEF (Référence)	0,039	2	1,96E-02	0,804	0,477
Stations dans les zones	0,219	9	2,43E-02		

A vs B	0,004	1	4,16E-03	27,525	**0,**
B vs C	0,000	1	4,05E-04	2,678	0,
A vs C	0,002	1	1,97E-03	13,031	0,
Entre DEF (Référence)	3,02E-04	2	1,51E-04	0,601	0,
Stations dans les zones	0,002	9	2,51E-04		

Zinc extractible

	SS	DDL	MS	F	
Entre les zones	0,188	5	3,76E-02	3,534	**0,**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,080	1	7,95E-02	20,690	**0,**
B vs DEF	0,034	1	3,38E-02	8,802	0,
C vs DEF	0,003	1	2,90E-03	0,754	0,
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,171	1	1,71E-01	44,502	**0,**
B vs C	0,015	1	1,51E-02	3,932	0,
A vs C	0,085	1	8,46E-02	22,009	**0,**
Entre DEF (Référence)	0,008	2	3,84E-03	0,361	0,
Stations dans les zones	0,096	9	1,06E-02		

Tableau I 2 Tableaux AVOVA - Benthos dépôt D

Densité (No./m²)

	SS	DDL	MS	F	P [A]
Entre les zones	3,693	5	0,739	19,609	**4,26E-06**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,069	1	0,069	0,391	0,596
B vs DEF	0,064	1	0,064	0,358	0,610
C vs DEF	3,318	1	3,318	18,693	**4,96E-02**
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	8,12E-05	1	8,12E-05	0,000	0,985
B vs C	1,539	1	1,539	8,670	0,099
A vs C	1,517	1	1,517	8,546	0,100
Entre DEF (Référence)	0,355	2	0,178	4,712	**2,58E-02**
Stations dans les zones	0,565	15	0,038		

Richesse taxinomique

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	379,167	5	75,833	8,077	**0,001**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	68,267	1	68,267	3,317	0,210
B vs DEF	194,400	1	194,400	9,444	0,092
C vs DEF	194,400	1	194,400	9,444	0,092
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	20,167	1	20,167	0,980	0,427
B vs C	0,000	1	0,000	0,000	1,000
A vs C	20,167	1	20,167	0,980	0,427
Entre DEF (Référence)	41,167	2	20,584	2,192	**1,46E-01**
Stations dans les zones	140,833	15	9,389		

Indice de diversité de Shannon-Wiener

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	7,342	5	1,468	32,875	**1,43E-07**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	1,519	1	1,519	1,764	0,315
B vs DEF	2,863	1	2,863	3,325	0,210
C vs DEF	0,781	1	0,781	0,907	0,441
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,132	1	0,132	0,153	0,733
B vs C	4,147	1	4,147	4,816	0,159
A vs C	2,000	1	2,000	2,323	0,267
Entre DEF (Référence)	1,722	2	0,861	19	**7,16E-05**
Stations dans les zones	0,670	15	0,045		

A vs B	0,003	1	3,41E-03	0,055	0,836
B vs C	0,326	1	3,26E-01	5,258	0,149
A vs C	0,263	1	2,63E-01	4,242	0,176
Entre DEF (Référence)	0,124	2	6,20E-02	1,563	0,261
Stations dans les zones	0,357	9	3,97E-02		

Azote ammoniacal total dans l'eau interstitielle

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	3,610	5	7,22E-01	29,671	2,46E-05
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	1,141	1	1,14E+00	58,289	0,017
B vs DEF	0,901	1	9,01E-01	46,028	0,021
C vs DEF	3,262	1	3,26E+00	166,641	0,006
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,011	1	1,06E-02	0,542	0,538
B vs C	0,550	1	5,50E-01	28,097	0,034
A vs C	0,408	1	4,08E-01	20,843	0,045
Entre DEF (Référence)	0,039	2	1,96E-02	0,804	0,477
Stations dans les zones	0,219	9	2,43E-02		

A vs B	0,004	1	4,16E-03	27,525	0,0
B vs C	0,000	1	4,05E-04	2,678	0,2
A vs C	0,002	1	1,97E-03	13,031	0,0
Entre DEF (Référence)	3,02E-04	2	1,51E-04	0,601	0,5
Stations dans les zones	0,002	9	2,51E-04		

Zinc extractible

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,188	5	3,76E-02	3,534	0,0
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,080	1	7,95E-02	20,690	0,0
B vs DEF	0,034	1	3,38E-02	8,802	0,0
C vs DEF	0,003	1	2,90E-03	0,754	0,4
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,171	1	1,71E-01	44,502	0,0
B vs C	0,015	1	1,51E-02	3,932	0,1
A vs C	0,085	1	8,46E-02	22,009	0,0
Entre DEF (Référence)	0,008	2	3,84E-03	0,361	0,7
Stations dans les zones	0,096	9	1,06E-02		

Tableau I 2 Tableaux AVOVA - Benthos dépôt D

Densité (No./m²)

	SS	DDL	MS	F	P ^
Entre les zones	3,693	5	0,739	19,609	4,26E-06
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,069	1	0,069	0,391	0,596
B vs DEF	0,064	1	0,064	0,358	0,610
C vs DEF	3,318	1	3,318	18,693	4,96E-02
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	8,12E-05	1	8,12E-05	0,000	0,985
B vs C	1,539	1	1,539	8,670	0,099
A vs C	1,517	1	1,517	8,546	0,100
Entre DEF (Référence)	0,355	2	0,178	4,712	2,58E-02
Stations dans les zones	0,565	15	0,038		

Richesse taxinomique

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	379,167	5	75,833	8,077	0,001
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	68,267	1	68,267	3,317	0,210
B vs DEF	194,400	1	194,400	9,444	0,092
C vs DEF	194,400	1	194,400	9,444	0,092
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	20,167	1	20,167	0,980	0,427
B vs C	0,000	1	0,000	0,000	1,000
A vs C	20,167	1	20,167	0,980	0,427
Entre DEF (Référence)	41,167	2	20,584	2,192	1,46E-01
Stations dans les zones	140,833	15	9,389		

Indice de diversité de Shannon-Wiener

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	7,342	5	1,468	32,875	1,43E-07
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	1,519	1	1,519	1,764	0,315
B vs DEF	2,863	1	2,863	3,325	0,210
C vs DEF	0,781	1	0,781	0,907	0,441
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,132	1	0,132	0,153	0,733
B vs C	4,147	1	4,147	4,816	0,159
A vs C	2,000	1	2,000	2,323	0,267
Entre DEF (Référence)	1,722	2	0,861	19	7,16E-05
Stations dans les zones	0,670	15	0,045		

Indice de régularité de Pielou

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,384	5	0,077	31,364	**1,97E-07**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,051	1	0,051	0,013	0,921
B vs DEF	0,093	1	0,093	0,023	0,893
C vs DEF	0,105	1	0,105	0,026	0,887
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,004	1	0,004	0,001	0,978
B vs C	0,247	1	0,247	0,061	0,828
A vs C	0,189	1	0,189	0,047	0,849
Entre DEF (Référence)	8,055	2	4,028	1644,773	**2,68E-18**
Stations dans les zones	0,037	15	0,002		

Axe 1 de l'AC Benthos

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	4,789	5	9,58E-01	12,053	**8,12E-05**
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	1,757	1	1,76E+00	6,143	0,131
B vs DEF	2,035	1	2,04E+00	7,115	0,116
C vs DEF	2,106	1	2,11E+00	7,364	0,113
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,006	1	6,38E-03	0,022	0,895
B vs C	3,82E-04	1	3,82E-04	0,001	0,974
A vs C	0,010	1	9,89E-03	0,035	0,870
Entre DEF (Référence)	0,572	2	2,86E-01	3,599	5,29E-02
Stations dans les zones	1,192	15	7,95E-02		

Axe 2 de l'AC Benthos

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,441	5	8,82E-02	1,943	0,147
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,004	1	4,41E-03	0,021	0,898
B vs DEF	0,014	1	1,41E-02	0,067	0,820
C vs DEF	1,08E-04	1	1,08E-04	0,001	0,984
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,021	1	2,14E-02	0,102	0,780
B vs C	0,007	1	7,32E-03	0,035	0,869
A vs C	0,004	1	3,69E-03	0,018	0,907
Entre DEF (Référence)	0,419	2	2,10E-01	4,615	**0,027**
Stations dans les zones	0,681	15	4,54E-02		

[A] Les nombres ombragés indiquent que la différence n'est pas statistiquement significative.

Indice de régularité de Pielou

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,384	5	0,077	31,364	1,97E-07
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,051	1	0,051	0,013	0,921
B vs DEF	0,093	1	0,093	0,023	0,893
C vs DEF	0,105	1	0,105	0,026	0,887
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,004	1	0,004	0,001	0,978
B vs C	0,247	1	0,247	0,061	0,828
A vs C	0,189	1	0,189	0,047	0,849
Entre DEF (Référence)	8,055	2	4,028	1644,773	2,68E-18
Stations dans les zones	0,037	15	0,002		

Axe 1 de l'AC Benthos

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	4,789	5	9,58E-01	12,053	8,12E-05
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	1,757	1	1,76E+00	6,143	0,131
B vs DEF	2,035	1	2,04E+00	7,115	0,116
C vs DEF	2,106	1	2,11E+00	7,364	0,113
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,006	1	6,38E-03	0,022	0,895
B vs C	3,82E-04	1	3,82E-04	0,001	0,974
A vs C	0,010	1	9,89E-03	0,035	0,870
Entre DEF (Référence)	0,572	2	2,86E-01	3,599	5,29E-02
Stations dans les zones	1,192	15	7,95E-02		

Axe 2 de l'AC Benthos

	SS	DDL	MS	F	P
Entre les zones	0,441	5	8,82E-02	1,943	0,147
Contrastes entre les zones d'étude et de référence					
A vs DEF	0,004	1	4,41E-03	0,021	0,898
B vs DEF	0,014	1	1,41E-02	0,067	0,820
C vs DEF	1,08E-04	1	1,08E-04	0,001	0,984
Contrastes entre les zones d'étude					
A vs B	0,021	1	2,14E-02	0,102	0,780
B vs C	0,007	1	7,32E-03	0,035	0,869
A vs C	0,004	1	3,69E-03	0,018	0,907
Entre DEF (Référence)	0,419	2	2,10E-01	4,615	0,027
Stations dans les zones	0,681	15	4,54E-02		

[A] Les nombres ombragés indiquent que la différence n'est pas statistiquement significative.

Tableau I 3 Pointages des variables physico-chimiques sur les axes de l'analyse en composantes principales

Composantes de la matrice

	1	2
COT	0,9709	0,1152
Potentiel redox	-0,9611	-0,0821
NH3 dans les sédiments	0,9361	0,2701
NH3_dans l'eau interstitielle	0,9317	0,2358
Sulfures	0,9275	-0,0950
Profondeur des stations	0,9010	0,0861
Particules fines de sable	0,8456	0,4950
Particules grossières de sable	-0,6793	0,4827
Chrome	0,0613	0,9736
Nickel	-0,0650	0,9713
Cobalt	-0,0611	0,9470
plomb	-0,2447	0,9392
Vanadium	-0,2970	0,9210
Zinc	-0,1339	0,8837

Analyse en composantes principales - Chimie

Les concentrations de métaux et de nutriments, le potentiel redox, la profondeur des stations et la granulométrie ont subi une transformation logarithmique.

Les teneurs de COT ont subi une transformation arc-sinus de la racine carrée

Pointages de l'analyse en composantes principales

% de la variance expliquée	Axes de l'ACP - Chimie	
	1	2
COT	50,3	39,6
Potentiel redox		
NH3 dans les sédiments	0,972	0,035
NH3 dans l'eau interstitielle	-0,968	-0,001
Sulfures	0,955	0,191
Profondeur des stations	0,948	0,157
Particules fines de sable	0,919	-0,172
Particules grossières de sable	0,910	0,010
Chrome	0,887	0,422
Nickel	-0,635	0,537
Cobalt	0,013	0,974
Plomb	0,144	0,965
Vanadium	-0,161	0,956
Zinc	0,014	0,949
	-0,218	0,942
	-0,065	0,893

Coordonnées des stations

Station	Axes de l'ACP - Chimie 1	2
D2+4	0,889	0,451
D1+3	0,820	0,038
E2+4	1,214	-0,206
E1+3	1,130	-0,234
F3+4	1,328	-0,228
F1+2	1,430	0,153
A3	-0,852	2,145
A2	-0,747	1,242
A1	-0,744	1,620
B3	-0,934	-1,312
B2	-0,297	-0,678
B1	-0,165	-0,388
C3	-0,957	-1,195
C2	-1,053	-0,477
C1	-1,063	-0,932

Tableau I 4 Pointage des paramètres relatifs au benthos sur les axes de l'analyse des correspondances

Station	Area	Densité	Densité (Log)	Richesse	Diversité	Régularité	AC1	AC2
D1	1	7060	3,8488	23	2,2330	0,4936	0,5595	0,1441
D2	1	6470	3,8109	28	2,5439	0,5292	0,4930	-0,0550
D3	1	5204	3,7163	17	2,2171	0,5424	-0,5448	-0,1601
D4	1	5960	3,7752	27	2,5098	0,5278	-0,5062	-0,0925
E1	2	13790	4,1396	26	1,7849	0,3797	-0,4891	-0,1008
E2	2	11567	4,0632	25	1,7133	0,3689	-0,4478	-0,1197
E3	2	14037	4,1473	30	1,8691	0,3809	-0,3940	-0,7232
E4	2	13981	4,1456	28	1,5065	0,3134	-0,4839	0,0833
F1	3	7859	3,8954	28	2,5320	0,5267	-0,5144	0,5124
F2	3	4598	3,6626	31	2,8348	0,5722	-0,5337	0,4091
F3	3	5739	3,7589	28	2,5962	0,5400	-0,5515	-0,0001
F4	3	4223	3,6257	25	2,4935	0,5369	-0,2855	0,0321
A1	4	8163	3,9119	23	1,0665	0,2358	0,6321	0,0330
A2	4	2359	3,3727	19	1,8463	0,4346	0,4656	-0,0355
A3	4	7120	3,8525	21	1,4086	0,3207	0,5443	-0,1437
B1	5	12082	4,0821	20	1,0477	0,2424	0,5244	-0,0424
B2	5	4066	3,6091	17	1,2813	0,3135	0,6702	0,0690
B3	5	2937	3,4679	15	1,1030	0,2823	0,6431	0,1853
C1	6	413	2,6163	17	3,0649	0,7498	0,5877	-0,0725
C2	6	327	2,5141	15	2,6855	0,6874	0,6770	-0,0208
C3	6	977	2,9897	20	2,6696	0,6177	0,6208	0,0958

Tableau I 5 Pointage, contribution et corrélation des taxons sur les axes de l'analyse des correspondances

Taxon	Pointage		Contribution		Corrélation	
	Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2
Polycladida	1,08051	0,11259	0,05146	0,00251	0,49180	0,00534
NEMERTEA	-0,07832	-0,15628	0,00000	0,00000	0,04489	0,17873
Arctica islandica	-0,93787	-0,04538	0,04431	0,00047	0,70852	0,00166
Spisula solidissima	0,26557	-0,39216	0,00444	0,04342	0,06228	0,13580
Modiolus modiolus	-0,73049	-0,07798	0,03696	0,00189	0,75486	0,00860
Nucula tenuis	-0,45137	-0,09405	0,01667	0,00325	0,43677	0,01896
Pandora gouldiana	-0,20436	-0,03792	0,00368	0,00057	0,09303	0,00320
Pandora gouldiana?	0,31475	0,15156	0,00811	0,00843	0,13842	0,03210
Ensis directus	-0,55719	-0,04542	0,02345	0,00070	0,45471	0,00302
Tellinidae	1,10501	0,03801	0,06920	0,00037	0,71633	0,00085
Tellina agilis	0,56568	-0,06200	0,00001	0,00000	0,87448	0,01051
Ilyanassa trivittata	-0,98696	1,83915	0,01228	0,19129	0,13331	0,46291
Euspira heros	-0,98256	1,00341	0,02432	0,11377	0,29273	0,30528
Ampharetidae-Maldanidae	-0,95097	0,01646	0,03986	0,00005	0,58639	0,00018
Ampharete arctica	-0,30291	0,08600	0,00578	0,00209	0,09778	0,00788
Tharyx acutus	-0,10328	0,14021	0,00081	0,00666	0,01647	0,03035
Dorvilleidae	0,92251	-0,27830	0,05358	0,02187	0,60881	0,05541
Glycera dibranchiata	-0,93181	-0,35173	0,04374	0,02795	0,67357	0,09597
Lumbrineris fragilis	0,17697	0,01360	0,00335	0,00009	0,12092	0,00071
Maldanidae	0,18428	-0,00687	0,00428	0,00003	0,36910	0,00051
Praxillella gracilis	0,77097	0,11367	0,01872	0,00183	0,16381	0,00356
Nephtys bucera	0,47595	-0,17363	0,02282	0,01362	0,54564	0,07262
Nephtys caeca	-0,89639	-0,06379	0,05060	0,00115	0,95816	0,00485
Nephtys incisa	0,38009	0,25221	0,01273	0,02514	0,24955	0,10988
Scoloplos acutus	0,15578	0,16324	0,00290	0,01430	0,15732	0,17274
Aricidea jeffreysii	-0,36269	-0,24067	0,00911	0,01799	0,17113	0,07536
Paraonis fulgens	-0,08025	0,02658	0,00069	0,00034	0,02657	0,00292
Phyllodoce mucosa	0,55953	0,52083	0,02168	0,08425	0,29399	0,25473
Sthenelais limicola	-0,74128	-2,88563	0,00347	0,23554	0,03306	0,50091
Spiophanes bombyx	-0,93614	-0,08511	0,04966	0,00184	0,85885	0,00710
Unciola irrorata	-0,56860	-0,04202	0,02443	0,00060	0,57342	0,00313
Photis reinhardi ?	-0,07118	0,16945	0,00045	0,01135	0,01095	0,06207
Hippomedon erratus	0,11048	-0,10728	0,00138	0,00585	0,06283	0,05924
Orchomenella minuta	0,72526	-0,33895	0,03312	0,03244	0,40908	0,08935
Monoculodes norvegicus	-0,14786	-0,00622	0,00220	0,00002	0,08334	0,00015
Dulichia monacantha	1,11788	0,00794	0,05508	0,00001	0,50354	0,00003
Pseudoleptocuma minor	-0,89655	-0,06380	0,05061	0,00115	0,95817	0,00485
Diastylis polita	-0,10883	-0,19987	0,00112	0,01692	0,03290	0,11096
Lamprops quadriplicata	0,00326	-0,05459	0,00000	0,00143	0,00004	0,01228
Crangon septemspinosa	0,09874	-0,01961	0,00123	0,00022	0,15248	0,00602
Pagurus acadianus	0,04114	-0,02758	0,00020	0,00041	0,01457	0,00655
Cyathura carinata ?	-0,02896	0,01150	0,00006	0,00005	0,00107	0,00017
Cirolana polita	0,29108	0,12078	0,00907	0,00700	0,28001	0,04821
Chiridotea tuftsi	0,60573	-0,36163	0,02772	0,04431	0,41219	0,14691
Edotea montosa	-0,89654	-0,06379	0,05061	0,00115	0,95817	0,00485
Neomysis americana	0,14993	0,14366	0,00241	0,00991	0,07510	0,06895

Taxon	Pointage		Contribution		Corrélation	
	Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2
Leptognathia gracilis	0,92527	0,18855	0,06469	0,01205	0,84941	0,03527
Echinarachnius parma	-0,87833	0,41320	0,03401	0,03376	0,48906	0,10824
Ammodytes dubius	0,14985	-0,00045	0,00297	0,00000	0,61811	0,00001

Annexe J Données sur le benthos

Tableau J 1 Nombre, densité, diversité et régularité des organismes benthiques récoltés à différentes stations aux abords du dépôt D aux Iles-de-la-Madeleine en novembre 1997

TAXON	Échantillon	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3	D1	D2	D3	D4	E1	E2	E3	E4	F1	F2	F3	F4
PROTOZOA																						
Sarcodina																						
Foraminiferida		41	27	29	171	23	7	2	2		30	44	7	94	74	58	118	23	34	44	49	25
CNIDARIA			0	0	0	0			0			0		0	0				0	0		0
Hydrozoa			0	0	0	0		1	0		2	0		0	0	2	1		0	0		0
CHAETOGNATHA			3	0	0	0			1		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Sagitta sp			0	0	0	0			0	1	0	0		0	0	1	0		0	0	1	0
TURBELLARIA																						
Polycladida			0	0	3	0			0		4	0		0	1	0	0	1	2	1		0
NEMERTEA		8	15	27	16	14	9	15	3	5	14	5	5	8	3	9	8	1	3	2	8	4
NEMERTEA	(morceaux)		0	0	0	0		5	0		8	0	1	1	0	6	1	3	0	0		0
NEMATODA		15	17	13	7	7	15	5	1		12	6	22	8	0	14	18	23	24	22	15	17
NEMATODA	(morceaux)		0	0	0	0			0		4	0		3	0	0	0		0	0		0
MOLLUSCA			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
MOLLUSCA	(morceaux)		0	0	1	0			3		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Bivalvia			1	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Dreissenidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Arctica islandica		18	11	23	104	22	6	3	4	26	12	22	5	1	37	23	24	41	70	32	28	15
Mactridae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Spisula solidissima			0	2	0	0			0		3	0		0	0	3	4	3	2	0	1	0
Mytilidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Modiolus modiolus		4	0	0	3	0		4	4	5	23	27	16	8	27	9	25	7	9	10	7	0
Nuculidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Nucula tenuis			0	0	0	0			0		0	0		0	2	2	4	2	3	4	1	4
Pandoridae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Pandora gouldiana																1	3	1	6		1	1
Pandora gouldiana?			0	0	1	0			0		0	0	2	0	0				1	2		
Solenidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Ensis directus		3	6	0	0	1			1		2	1	1	1	1	1	2		1	0	2	2
Tellinidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0	2	0	0	1	0
Tellina agilis		181	73	245	321	123	80	49	46	118	832	564	394	294	636	837	758	545	803	413	542	430

TAXON	Échantillon	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3	D1	D2	D3	D4	E1	E2	E3	E4	F1	F2	F3	F4
Gastropoda			0	0	0	0		2	0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Gastropoda	(morceaux)		0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Nassariidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Ilyanassa trivittata		33	36	26	32	16	4	1	2	6	53	77	33	90	70	88	108	66	59	128	97	118
Naticidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Euspira heros		22	7	16	10	6	3		0	5	18	8	9	22	21	20	17	11	16	4	14	15
Limacinidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Limacina retroversa			0	0	0	0		4	0		0	0		0	1	0	1		0	0		0
ANNELIDA																						
Polychaeta			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Polychaeta	(morceaux)	3	1	33	4	0	3	2	6	1	39	35		36	30	11	22	19	25	6	10	16
Ampharetidae-Maldanidae	(larves)	36	11	11	40	19			0		26	38	14	116	75	8	100	59	94	89	94	54
Ampharete arctica			0	1	4	0			0		5	6		2	9	9	0	18	6	11	12	0
Capitellidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Heteromastus sp		1	0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Cirratulidae			3	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Tharyx acutus		2	0	0	5	0			0	2	0	0		0	0	5	5	9	6	7	4	0
Tharyx acutus	(morceaux)		0	0	0	0			0	1	0	0		0	0	0	0		0	0		0
Dorvilleidae			0	3	0	1			0	1	0	0		0	0	0	5		0	0		2
Glyceridae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Glycera dibranchiata		8	2	21	8	0	1	10	4	9	63	54	63	59	79	45	73	66	65	36	37	19
Glycera dibranchiata	(morceaux)		0	2	0	0			0	2	0	0	5	0	6	0	5	4	0	0	4	0
Lumbrineridae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Lumbrineris fragilis			0	0	0	0		1	0		5	0		0	0	0	0		0	4		1
Maldanidae			0	1	0	0			0	1	0	0		0	0	0	0		0	0		0
Maldanidae	(morceaux)		0	1	0	2			0		0	0		0	12	9	0		0	5		5
Praxillella gracilis			0	0	0	0			0		5	0		2	6	3	0		4	7	12	1
Nephtyidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Nephtys sp	(morceaux)	18	27	0	2	3	10		0		0	0		0	0	0	0	9	0	0		0
Nephtys bucera		41	28	81	29	21	24	4	2	3	0	0		0	0	0	0		0	0		0
Nephtys caeca		3	0	17	0	0		2	1		109	84	131	91	128	77	100	92	110	43	66	57
Nephtys incisa			0	0	0	0			0		0	6		0	0	0	5		0	0		0
Orbiniidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0

TAXON	Échantillon	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3	D1	D2	D3	D4	E1	E2	E3	E4	F1	F2	F3	F4
Scoloplos acutus		2	0	3	2	7			0	1	0	0		0	0	0	0		0	0		1
Paraonidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Aricidea jeffreysii			0	0	0	1			0		0	18		5	0	5	5		17	10	4	8
Paraonis fulgens		1	0	0	0	0		5	0		0	6		0	0	0	0	4	6	0		4
Pholoidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Pholoë minuta			0	0	0	0			0		0	0		0	6	0	0		0	0		0
Phyllodocidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Phyllodoce mucosa			0	0	0	0			0		0	0		5	0	0	0	4	0	0		1
Phyllodoce arenae			0	0	0	0			0		0	0		5	0	0	0		0	0		0
Sigalionidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Sthenelais sp			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		1
Sthenelais limicola		2	1	4	3	1			0	7	9	30	10	18	37	23	36	26	19	11	12	1
Sthenelais limicola	(morceaux)		1	0	0	0			0		0	0		0	6	0	5		6	4		0
Spionidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Scolelepis squamata			0	0	0	0			1		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Spiophanes bombyx		2	1	1	1	0	1	1	3	2	36	90	39	46	135	68	64	44	105	46	54	56
Spiophanes bombyx	(morceaux)		0	0	0	0			0		0	12		0	0	5	0	4	30	0	4	0
CRUSTACEA			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
CRUSTACEA	(morceaux)		0	0	3	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Amphipoda			0	0	0	0			0							0						0
Amphipoda	(morceaux)		0	0	0	0		1	0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Gammaridea																						
Aoridae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Unciola irrorata			0	0	0	0			0		1	1		3	4	0	11	5	2	2	1	1
Isaeidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Photis reinhardi														4			3	1	3	4		
Lysianassidae			0	0	0	0					0			0	0	0			0			0
Hippomedon serratus			0	0	0	1	1		0		0	0		0	0	0	0	1	0	0	1	0
Orchomenella minuta									1			1					2			1		
Psammonyx (Tmetonyx) nobilis																	1					
Oedicerotidae			0	0	0	0			0		0	1		0	0	0	0		0	0		0
Monoculodes sp											1											
Monoculodes norvegicus		3	2	3	2	0	2	2	4	1	0	0		1	1	0	1	3	0	2		0

Échantillon / TAXON	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3	D1	D2	D3	D4	E1	E2	E3	E4	F1	F2	F3	F4
Phoxocephalidae		0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Phoxocephalus holbolli		0	0	0	0			0		0	1		0	0	0	0		0	0		0
Podoceridae																					
Dulichia monacantha																					
Hyperiidea													1	5		1				1	
Hyperiidae																					
Themisto abyssorum																					
Cladocera		0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Podonidae																				1	
Podon intermedius		0	0	1	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Copepoda		0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Calanoida		0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Calanoidae		0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Calanus finmarchicus-glacialis	5	0	8	8	12	7	3	3	1	6	4	4	5	3	1	2	3	1	2	2	3
Centropagidae		0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Centropages hamatus	7	0	3	4	5	5	1	6	1	0	1	1	2	3	1	3	4	2	1		3
Temora longicornis		0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0	2	0	2		0
Tortanidae		0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Tortanus discaudatus	2	0	0	3	3	1	3	0	1	1	0		2	0	3	1	3	1	0		3
Harpacticoida		0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Parathalestris croni		0	0	0	0			0		0	0		1	0	0	0		0	0		0
Cumacea		0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Cumacea (morceaux)		0	3	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Bodotriidae		0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Pseudoleptocuma minor	11	13	9	15	5	7	15	19	17	23	28	29	29	10	20	29	12	12	10	11	9
Pseudoleptocuma minor (morceaux)		0	3	0	0		2	0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Diastylidae		0	0	0	0			0	1	0	0		0	0	0	0		0	0		0
Diastylis polita		0	0	0	0			0		0	0		0	1	1	1	3	0	1		0
Oxyurostylis smithi		0	0	0	0			0		0	1		0	0	0	0		0	0		0
Lampropidae		0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Lamprops		0	0	0	0		2	0		0	1		0	0	1	0		0	1		0

TAXON	Échantillon	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3	D1	D2	D3	D4	E1	E2	E3	E4	F1	F2	F3	F4
quadriplicata																						
Decapoda			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Caridae	(morceaux)		1	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Cancridae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Cancer irroratus			1	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Crangonidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Crangon			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
septemspinosa																						
Paguridae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Pagurus acadianus			0	0	0	0			0		0	1		0	0	0	0		0	1		0
Isopoda			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Anthuridae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Cyathura carinata ?			0	0	0	0			0		0	1	1	1	3	0	1		0	0	1	0
Cirolanidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Cirolana polita		1	0	2	0	0	1		0		0	0		2	0	0	0		0	0		0
Idoteidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Chiridotea tuftsi		1	4	0	1	0			0		0	0		0	0	0	0		0	3	2	0
Edotea montosa			3	4	0	0	1	5	3	2	17	22	19	39	17	9	48	24	14	14	25	1
Edotea montosa	(morceaux)		0	0	0	0			0		0	0		1	0	0	0		0	0		0
Mysidacea			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Mysidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Neomysis americana			0	0	0	0			0		0	0		0	1	1	0		0	0		0
Ostracoda			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Paradoxostomatidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Acetabulastoma			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		2	1	1	0
arcticum																						
Tanaidacea			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Leptognathiidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Leptognathia gracilis			0	0	0	13	16		0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
ACARI																	1					
ECHINODERMATA			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Asteriidae			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Asterias-Leptasterias			0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		1	0		0
sp																						

Échantillon	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3	D1	D2	D3	D4	E1	E2	E3	E4	F1	F2	F3	F4
TAXON																					
Echinarachnidae		0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Echinarachnius parma	6			4	4					9	10	7	7	5	6	9	9	10	6	8	7
Echinarachnius parma juvénile *	2059	491	1637	3019	965	725	3	0	80	848	837	783	928	2818	2199	2760	3134	907	473	674	454
Echinarachnius parma (morceaux)		16	8	8	0			0	2	2	6	14	6	0	0	0		0	1	7	0
PISCES		0	0	0	0			0		0	0		0	0	0	0		0	0		0
Ammodytidae																					
Ammodytes dubius	1	0	0	0	1			0	1	0	0		0	0	0	0		0	0		0
Invertebrés (oeufs)	5	19	32	71	47		2	8	3	58	181	34	245	45	15	97	21	42	45	54	24
								0		0											
Abondance totale	2545	819	2270	3907	1322	929	155	128	306	2280	2229	1649	2191	4318	3595	4486	4313	2525	1512	1870	1363
Avec les organismes benthiques seulement **																					
Abondance	2449	708	2136	3625	1220	881	124	98	293	2118	1941	1561	1788	4137	3470	4211	4194	2358	1379	1722	1267
Densité (n/m2)	8163	2358	7120	#####	4065	2936	413,	326,	976,	7060	6470	5203	5960	13790	11567	1403	1398	7858	4598	5739	4223
	,33	,89	,00		,56	,67	33	67	67	,00	,13	,79	,00	,32	,22	7,37	1,46	,93	,09	,22	,33
Richesse taxonomique (S)	23	19	21	20	17	15	17	15	20	23	28	17	27	26	25	30	28	28	31	28	25
Indice de diversité (H')	1,07	1,85	1,41	1,05	1,28	1,10	3,06	2,69	2,67	2,23	2,54	2,22	2,51	1,78	1,71	1,87	1,51	2,53	2,83	2,60	2,49
Indice de régularité (J)	0,24	0,43	0,32	0,24	0,31	0,28	0,75	0,69	0,62	0,49	0,53	0,54	0,53	0,38	0,37	0,38	0,31	0,53	0,57	0,54	0,54

* Dont la taille est inférieure à 5 mm.

** Voir la section 2.3 pour plus de détails.

Annexe K Corrélations de Pearson

Tableau K 1 Corrélations de Pearson

		Axe 1 Benthos	Axe 2 Benthos	Fertilisation chez l'oursin	Activité Exoenzymatique
Activité Exoenzymatique	r[1]	-0,830	-0,028	-0,854	1,000
	Sig. (1-tailed)	6,32E-05	0,4608	2,49E-05	.
	N[2]	15	15	15	15
Carbone organique total (COT)	r	-0,895	-0,073	-0,903	0,941
	Sig. (1-tailed)	3,29E-06	0,3979	1,95E-06	8,4164E-08
	N	15	15	15	15
Chrome extractible	r	-0,138	-0,171	-0,089	-0,017
	Sig. (1-tailed)	0,3122	0,2710	0,3761	0,4766
	N	15	15	15	15
Profondeur des stations	r	-0,972	0,027	-0,855	0,815
	Sig. (1-tailed)	0,0000	0,4621	0,0000	0,0001
	N	15	15	15	15
Fertilisation chez l'oursin	r	0,872	0,160	1,000	-0,854
	Sig. (1-tailed)	1,15E-05	0,2848	.	2,49165E-05
	N	15	15	15	15
Azote ammoniacal total dans les sédiments	r	-0,878	0,007	-0,863	0,869
	Sig. (1-tailed)	8,31E-06	0,4896	1,76E-05	1,32813E-05
	N	15	15	15	15
Azote ammoniacal non ionisé dans l'eau interstitielle 20°C	r	-0,651	-0,054	-0,687	0,760
	Sig. (1-tailed)	0,0043	0,4247	0,0023	0,0005
	N	15	15	15	15
Azote ammoniacal total dans l'eau interstitielle	r	-0,866	0,007	-0,833	0,861
	Sig. (1-tailed)	1,49E-05	0,4895	5,77E-05	1,86255E-05
	N	15	15	15	15
Nickel extractible	r	-0,006	-0,171	0,049	-0,105
	Sig. (1-tailed)	0,4916	0,2706	0,4318	0,3549
	N	15	15	15	15
Plomb extractible	r	0,088	-0,139	0,130	-0,321
	Sig. (1-tailed)	0,3774	0,3109	0,3226	0,1221
	N	15	15	15	15
Potentiel Redox	r	0,941	-0,110	0,882	-0,[illegible]
	Sig. (1-tailed)	0,0000	0,3479	0,0001	9,10003E-06
	N	15	15	15	15
Axe 1 de l'ACP Chimie	r	0,955	0,026	0,901	-0,[illegible]
	Sig. (1-tailed)	1,57E-08	0,4638	2,25E-06	3,357E-07
	N	15	15	15	15
Axe 2 de l'ACP Chimie	r	-0,019	-0,186	0,016	-0,140
	Sig. (1-tailed)	0,4725	0,2531	0,4775	0,3095
	N	15	15	15	15
Sulfures	r	0,913	0,018	0,909	-0,[illegible]
	Sig. (1-tailed)	9,82E-07	0,4750	1,38E-06	1,69021E-05
	N	15	15	15	15

		Axe 1 Benthos	Axe 2 Benthos	Fertilisation chez l'oursin	Activité Exoenzymatique
Vanadium extractible	r	0,182	-0,204	0,181	-0,346
	Sig. (1-tailed)	0,2578	0,2325	0,2598	0,1036
	N	15	15	15	15
Sable très grossier	r	0,540	-0,071	0,540	-0,684
	Sig. (1-tailed)	0,0188	0,4008	0,0189	0,0025
	N	15	15	15	15
Sable très fin	r	-0,869	-0,015	-0,767	0,743
	Sig. (1-tailed)	1,33E-05	0,4782	0,0004	0,0008
	N	15	15	15	15
Zinc extractible	r	0,041	-0,193	0,051	-0,149
	Sig. (1-tailed)	0,4429	0,2451	0,4287	0,2981
	N	15	15	15	15

[1] r: coefficient de corrélation

[2] N: taille de l'échantillon

Les chiffres ombragés indiquent une corrélation statistiquement significative.

Tableau K 1 Corrélations de Pearson

		Axe 1 Benthos	Axe 2 Benthos	Fertilisation chez l'oursin	Activité Exoenzymatique
Activité Exoenzymatique	r	-0,830	-0,028	-0,854	1,000
	Sig. (1-tailed)	6,32E-05	0,4608	2,49E-05	.
	N	15	15	15	15
Carbone organique total (COT)	r	-0,895	-0,073	-0,903	0,941
	Sig. (1-tailed)	3,29E-06	0,3979	1,95E-06	8,4164E-08
	N	15	15	15	15
Chrome extractible	r	-0,138	-0,171	-0,089	-0,017
	Sig. (1-tailed)	0,3122	0,2710	0,3761	0,4766
	N	15	15	15	15
Profondeur des stations	r	-0,972	0,027	-0,855	0,815
	Sig. (1-tailed)	0,0000	0,4621	0,0000	0,0001
	N	15	15	15	15
Fertilisation chez l'oursin	r	0,872	0,160	1,000	-0,854
	Sig. (1-tailed)	1,15E-05	0,2848	.	2,49165E-05
	N	15	15	15	15
Azote ammoniacal total dans les sédiments	r	-0,878	0,007	-0,863	0,869
	Sig. (1-tailed)	8,31E-06	0,4896	1,76E-05	1,32813E-05
	N	15	15	15	15
Azote ammoniacal non ionisé dans l'eau interstitielle 20°C	r	-0,651	-0,054	-0,687	0,760
	Sig. (1-tailed)	0,0043	0,4247	0,0023	0,0005
	N	15	15	15	15
Azote ammoniacal total dans l'eau interstitielle	r	-0,866	0,007	-0,833	0,861
	Sig. (1-tailed)	1,49E-05	0,4895	5,77E-05	1,86255E-05
	N	15	15	15	15
Nickel extractible	r	-0,006	-0,171	0,049	-0,105
	Sig. (1-tailed)	0,4916	0,2706	0,4318	0,3549
	N	15	15	15	15
Plomb extractible	r	0,088	-0,139	0,130	-0,321
	Sig. (1-tailed)	0,3774	0,3109	0,3226	0,1221
	N	15	15	15	15
Potentiel Redox	r	0,941	-0,110	0,821	-0,876
	Sig. (1-tailed)	0,0000	0,3479	0,0001	9,10003E-06
	N	15	15	15	15
Axe 1 de l'ACP Chimie	r	-0,955	0,026	-0,901	0,927
	Sig. (1-tailed)	1,57E-08	0,4638	2,25E-06	3,357E-07
	N	15	15	15	15
Axe 2 de l'ACP Chimie	r	-0,019	-0,186	0,016	-0,140
	Sig. (1-tailed)	0,4725	0,2531	0,4775	0,3095
	N	15	15	15	15
Sulfures	r	-0,913	0,018	-0,909	0,863
	Sig. (1-tailed)	9,82E-07	0,4750	1,38E-06	1,69021E-05
	N	15	15	15	15

		Axe 1 Benthos	Axe 2 Benthos	Fertilisation chez l'oursin	Activité Exoenzymatique
Vanadium extractible	r	0,182	-0,204	0,181	-0,346
	Sig. (1-tailed)	0,2578	0,2325	0,2598	0,1036
	N	15	15	15	15
Sable très grossier	r	**0,540**	-0,071	**0,540**	**-0,684**
	Sig. (1-tailed)	0,0188	0,4008	0,0189	0,0025
	N	15	15	15	15
Sable très fin	r	**-0,869**	-0,015	**-0,767**	**0,743**
	Sig. (1-tailed)	1,33E-05	0,4782	0,0004	0,0008
	N	15	15	15	15
Zinc extractible	r	0,041	-0,193	0,051	-0,149
	Sig. (1-tailed)	0,4429	0,2451	0,4287	0,2981
	N	15	15	15	15

[1] r: coefficient de corrélation

[2] N: taille de l'échantillon

Les chiffres ombragés indiquent une corrélation statistiquement significative.